Santé Canada | Health Canada
Commission de contrôle de l'énergie atomique | Atomic Energy Control Board

Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques

Canada

Évaluation et gestion des risques de cancer associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques

par
un groupe de travail mixte composé de membres des comités consultatifs de la CCEA et du personnel de la CCEA, de Santé Canada et du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario

Also available in English under the title
Assessment and Management of Cancer Risks from Radiological and Chemical Hazards

Pour obtenir un exemplaire du présent rapport, s'adresser à :
Publications, Santé Canada
Direction des Communications et Consultation
Ottawa (Ontario)
K1A 0K9

On peut obtenir, sur demande, la présente publication (**sur disquette, en gros caractères, sur bande sonore ou en braille**).

© Ministre, Travaux public et Services gouvernementaux Canada, 1998
Cat. H39-428/1998F
ISBN 0-662-82719-8

98-DHM-216
CCEA INFO-0684(F)
CC-5

101-03304/

Table des matières

Résumé 3

Sommaire 5

1. Introduction 11

2. Cadres d'évaluation et de gestion des risques pour la santé 13

3. Évaluation du risque 15
3.1 Rayonnements ionisants 16
3.1.1 Effets biologiques des rayonnements ionisants 17
3.1.2 Évaluation quantitative des risques associés aux rayonnements ionisants 17
3.2 Agents chimiques 19
3.2.1 Effets biologiques des substances chimiques cancérogènes 19
3.2.2 Évaluation quantitative des risques associés aux agents chimiques 19
3.2.3 Autres effets toxiques 21
3.3 Agents microbiologiques 21

4. Gestion du risque 23
4.1 Rayonnements ionisants 24
4.1.1 Théorie 24
4.1.2 Réglementation 25
4.1.3 Exposition de la population 28
4.1.4 Résumé 28
4.2 Agents chimiques 29
4.2.1 Théorie 29
4.2.2 Réglementation 31
4.2.3 Exposition de la population 34
4.2.4 Résumé 35
4.3 Agents microbiologiques 35
4.4 Eau potable 36

5. Discussion 40

6. Conclusions 46

Remerciements 48

Annexe A : Membres du groupe de travail 49

Annexe B : Mandat 50

Annexe C : Aperçu des responsabilités de gestion du risque 51

Glossaire 55

Bibliographie 58

Figure et tableaux

Figure 1 Cadre d'évaluation et de gestion du risque 13

Tableau 1 Indices de cancérogénicité des composés figurant sur la première liste des substances d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE 20

Tableau 2 Proportion estimative des décès par cancer aux États-Unis attribuables à différents facteurs 35

Tableau 3 Risques estimatifs à vie de cancer attribuables à certains agents cancérogènes présents dans l'eau potable au Canada 39

Tableau 4 Risques estimatifs à vie de cancer provoqué par les agents chimiques et les radionucélides 43

Tableau 5 Comparaison des volets évaluation du risque et gestion du risque pour les rayonnements ionisants et le agents chimiques cancérogènes 44

Résumé

En avril 1995, la présidente de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) et le sous-ministre adjoint de la Direction générale de la protection de la santé à Santé Canada ont créé un groupe de travail mixte ayant pour mission d'examiner les ressemblances, les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation relative aux rayonnements ionisants et celui jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques d'origine chimique et microbiologique. Durant le processus de collecte, d'analyse et d'interprétation des données, le groupe de travail mixte a constaté que son mandat tel que rédigé comportait des difficultés importantes en raison de l'absence de consensus quant au degré de risque jugé *acceptable*. Par conséquent, il a décidé que la meilleure façon de procéder consistait à comparer les divers processus d'évaluation et de gestion du risque ayant pour but de protéger le public contre les risques associés aux rayonnements ainsi qu'aux agents chimiques et microbiologiques.

Le présent rapport traite essentiellement de l'évaluation et de la gestion du risque associé aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques génotoxinogènes (qui peuvent tous deux provoquer un cancer en altérant l'ADN des cellules) et porte plus accessoirement sur les effets non génotoxinogènes et les risques d'origine microbiologique. L'exposition du grand public y est examinée plus en détail que l'exposition en milieu de travail et l'exposition d'origine anthropique reçoit une plus grande attention que celle d'origine naturelle.

Les méthodes d'évaluation du risque associé au rayonnement ionisant et aux agents chimiques génotoxinogènes sont bien établies et reposent généralement sur des principes semblables. Les deux sont fondées sur la relation dose-effet et l'hypothèse prudente de relation linéaire sans seuil. Toutefois, des écarts sont fréquemment notés dans le type de données employées, la caractérisation de la relation dose-effet, la différenciation des effets cancérogènes selon l'organe et l'espèce ainsi que l'étude des effets conjugués d'expositions multiples.

Les stratégies de gestion du risque associé au rayonnement ionisant et aux agents chimiques génotoxinogènes sont également bien établies et présentent des ressemblances. En effet, dans les deux cas, les limites d'exposition sont réglementées, le principe de l'exposition au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (principe ALARA) est adopté et diverses méthodes sont appliquées, notamment limiter les sources, exercer un contrôle au point d'utilisation et sensibiliser la population. Cependant, le principe ALARA est appliqué de manière différente aux rayonnements et aux agents chimiques. Il a un caractère plus officiel en radioprotection, mais dans un champ comme dans l'autre son application n'est pas systématique.

Après avoir constaté que les degrés réels d'exposition sont généralement bien en deçà des limites permises par la loi et des recommandations et que les effets observables sur la santé, selon les méthodes épidémiologiques courantes, sont pratiquement inexistants à ces niveaux d'exposition, le groupe de travail mixte conclut que les stratégies de gestion du risque relatives aux pratiques réglementées, tant dans le cas des rayonnements ionisants que des agents chimiques génotoxinogènes, fournissent un haut degré de protection de la santé. À l'heure actuelle, il n'est pas possible de déterminer si l'exposition ambiante aux rayonnements ionisants ou aux agents chimiques génotoxinogènes comporte un risque de cancer plus important.

Les membres du groupe de travail mixte estiment à l'unanimité qu'il ne serait pas utile à l'heure actuelle d'essayer d'harmoniser la réglementation relative aux rayonnements ionisants à celle relative aux agents chimiques génotoxinogènes. Cependant, il y aurait lieu d'examiner les possibilités de le faire dans l'avenir. On devra alors déterminer si une telle harmonisation présenterait des avantages du point de vue de la santé publique. En outre, les discussions devraient se dérouler dans une plus large perspective, intégrant toutes les questions de santé publique pertinentes. Par exemple, il serait bon d'examiner les effets que peuvent avoir les agents microbiologiques sur la santé publique, outre ceux des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes.

Sommaire

Un groupe de travail mixte composé de membres des comités consultatifs et du personnel de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA), de Santé Canada et du ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario a été créé en avril 1995. Sa mission consistait à examiner les ressemblances, les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation relative aux rayonnements ionisants et celui jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques d'origine chimique et microbiologique. Le groupe de travail mixte a été établi conformément à une entente conclue entre le président de la CCEA et le sous-ministre adjoint de la Direction générale de la protection de la santé à Santé Canada, en partie à la suite de la présentation, par le ministre de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, d'une demande d'avis sur le sujet.

Durant le processus de collecte, d'analyse et d'interprétation des données, le groupe de travail mixte a constaté que son mandat tel que rédigé comportait des difficultés importantes en raison de l'absence de consensus quant au degré de risque jugé *acceptable* en ce qui concerne les radionucléides ainsi que les agents chimiques et microbiologiques réglementés. Le caractère *acceptable* du degré de risque varie selon l'application et la substance à l'étude et devrait être, en principe, au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre compte tenu non seulement du risque, mais aussi des avantages socio-économiques et de la technologie exploitable (le principe ALARA). Par conséquent, le groupe de travail mixte a décidé que la meilleure façon de procéder consistait à comparer les divers processus d'évaluation et de gestion du risque visant à protéger le public (voir au tableau 5 du rapport, un bref résumé des comparaisons établies).

Il a été décidé que le cancer résultant de dommages causés au matériel héréditaire (ADN) présent dans les cellules, qui peut être provoqué tant par le rayonnement ionisant que par les substances chimiques génotoxinogènes, servirait de base de référence. Les risques d'effets non génotoxinogènes ainsi que d'origine microbiologique sont donc mentionnés accessoirement dans le rapport et l'on a examiné en priorité les substances d'origine anthropiques, par opposition à celles naturellement présentes dans l'environnement, car ces dernières peuvent difficilement faire l'objet d'une réglementation. Le rapport fait plus souvent état de l'exposition de la population en général que de l'exposition professionnelle.

Dans le rapport, *risque* s'entend de la probabilité que des effets nocifs se matérialisent, soit la définition généralement admise dans les milieux scientifiques. Le risque comporte donc deux volets, c'est-à-dire les effets nocifs, ou le danger en soi, et la probabilité qu'une personne y soit exposée à un moment donné. Il importe de noter que les risques de cancer associés à une faible exposition ambiante aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques cancérogènes examinés dans ce rapport résultent essentiellement de valeurs théoriques, établies à l'aide de calculs. Il existe peu de données fiables ou utilisables d'effets sur la santé observables dans des populations humaines exposées à de faibles concentrations des agents cancérogènes auxquels s'appliquent les règlements, les recommandations et les objectifs en vigueur.

Évaluation et gestion des risques pour la santé

Au Canada et ailleurs dans le monde, certains organismes ont établi des cadres décisionnels pour l'évaluation et la gestion des risques pour la santé. Le cadre élaboré par Santé Canada est présenté à titre d'exemple dans ce rapport. Il comporte les principaux éléments de l'évaluation et de la gestion du risque.

Évaluation du risque

L'évaluation du risque consiste d'abord à déceler les risques pour la santé et à apprécier le degré de risque qui y est associé. Les rayonnements ionisants et les agents chimiques cancérogènes sont le résultat de processus naturels et artificiels. Il existe un nombre limité de radionucléides tous susceptibles de causer des dommages, suivant des mécanismes relativement bien connus. Par contre, le nombre de substances chimiques d'origine anthropiques est pratiquement sans limite, car de nouvelles substances sont synthétisées sans arrêt, et les risques peuvent résulter de plusieurs mécanismes différents, qui sont généralement moins bien connus.

Étant donné que l'exposition du public est presque toujours faible, tant pour ce qui est des rayonnements que des agents chimiques, les risques sont rarement détectables par

l'observation directe. Les risques à faibles doses sont donc calculés à partir des effets observés à doses élevées, au moyen de l'hypothèse de relation linéaire sans seuil. Cette hypothèse a été largement appliquée à l'évaluation des risques de cancer, en l'absence de résultats probants la contredisant.

Compte tenu de la nature des données accessibles et de la nécessité de faire des extrapolations de doses élevées à faibles ou de populations animales à humaines, l'évaluation des risques de cancer humain peut être l'objet d'une part considérable d'incertitude. C'est le cas même lorsque des données épidémiologiques directes sont accessibles dans les conditions actuelles d'exposition des populations humaines, en raison des imprécisions dans l'appréciation de l'exposition, des erreurs de diagnostic et des variables confusionnelles. Par conséquent, en évaluation du risque, on examine un éventail des risques possibles d'après l'analyse approfondie de toutes les sources de données incertaines, puis l'on tire des conclusions fondées en général sur des interprétations suffisamment prudentes.

Radionucléides

De fortes doses absorbées à la suite de l'exposition à des débits de doses élevés de rayonnement ionisant peuvent produire divers effets biologiques, en plus d'altérer l'ADN, et notamment des brûlures localisées, le syndrome aigu d'irradiation (atteintes aux cellules à division rapide comme la moelle osseuse et l'appareil digestif) et la mort. L'exposition à de faibles doses altère l'ADN, ce qui peut provoquer le cancer de divers organes, de même que des perturbations génétiques éventuelles chez les descendants des personnes exposées.

L'évaluation du risque associé aux rayonnements découle principalement d'extrapolations à partir d'études épidémiologiques de populations humaines qui ont été exposées dans le passé à des doses élevées de rayonnement. La principale source de données sur ces risques provient d'études sur les survivants des explosions atomiques d'Hiroshima et de Nagasaki au Japon en 1945. Des études portant sur des groupes exposés à des doses appréciables en raison de conditions de travail et de pratiques médicales passées constituent également des sources de données utiles. Des efforts ont été déployés pour obtenir des évaluations du risque directement auprès de groupes exposés à de faibles doses de rayonnement, notamment des personnes exposées au radon dans leur maison ou travaillant dans l'industrie nucléaire. Compte tenu des limites de sensibilité de ces études, aucune augmentation des risques de cancer n'a été déterminée. De plus en plus d'éléments probants montrent qu'il pourrait y avoir un seuil en deçà duquel l'exposition à de faibles doses de rayonnement ne provoque aucun effet nocif, comme l'indique une publication récente du Comité consultatif de la radioprotection (ACRP-18, *Biological Effects of Low Doses of Radiation at Low Dose Rate*), mais l'hypothèse de relation linéaire sans seuil continue de servir d'approche prudente en radioprotection.

Le risque de cancer provoqué par l'exposition aux rayonnements ionisants dépend de la nature du rayonnement et de la sensibilité de l'organe précis irradié. L'exposition au rayonnement est donc généralement exprimée en *dose effective*, ce qui permet de tenir compte de ces variables au moyen de facteurs de pondération. L'une des conséquences de cet état de fait est que tous les cancers ne reçoivent pas la même pondération : un facteur de pondération plus élevé est appliqué à un cancer mortel par opposition à un cancer guérissable. La dose effective tient compte du risque global associé au rayonnement et sert d'indicateur général du risque pour la santé, quelle que soit la nature du rayonnement et la répartition de la dose dans l'organisme, à l'intérieur comme à l'extérieur. Les effets sur la santé de toute forme d'exposition aux rayonnements s'additionnent et peuvent donc faire l'objet d'une contrainte, ou limite. Il est possible de calculer l'effet hypothétique global sur la santé de l'exposition à toutes les sources de rayonnement d'une population d'intérêt en déterminant la «dose collective» à laquelle est exposée cette population. La dose collective est la somme des doses reçues par toutes les personnes exposées à une source de rayonnement, ce qui comprend tous les modes d'exposition possibles.

Agents chimiques

Il est utile d'établir la distinction entre deux types de risques associés aux agents chimiques : les agents cancérogènes et ceux qui produisent d'autres effets sur la santé, notamment sur l'appareil reproducteur ou le développement et sur le système nerveux ou le comportement. La cancérogénicité de certains agents chimiques dotés de mécanismes génotoxinogènes varie selon la source et la voie d'exposition, la dose et les principaux organes cibles.

L'évaluation des risques associés aux agents chimiques génotoxinogènes repose souvent sur des prévisions tirées d'expériences à fort dosage sur des animaux de laboratoire ou sur des études épidémiologiques dans lesquelles l'exposition est relativement incertaine. On dispose de données considérables sur les risques de cancer dans des populations exposées en milieu de travail, mais l'information sur la population en général est plus limitée.

L'extrapolation des risques de cancer d'origine chimique des données animales aux populations humaines est effectuée à l'aide d'un certain nombre d'hypothèses prudentes. Cette démarche permet de s'assurer que le risque réel sera probablement inférieur aux critères de risque servant de base à la gestion du risque et il est possible qu'il soit considérablement inférieur dans bien des cas.

Contrairement à l'évaluation du risque associé aux rayonnements, en évaluation du risque d'origine chimique, on considère généralement toutes les formes de cancer sur le même plan, quelle que soit leur létalité. Cela est dû au fait que les cancers observés chez des espèces animales ne se présentent pas nécessairement sous la même forme pour notre espèce, principalement en raison des variations morphologiques et métaboliques inter-espèces.

L'évaluation du risque associé à l'exposition globale à des agents chimiques est toujours à un stade de développement embryonnaire pour un certain nombre de raisons : la plupart des risques de cancer établis à partir d'études sur des animaux portent sur l'exposition à un seul agent cancérogène, souvent par un seul mode d'exposition; des interactions peuvent se

produire entre les substances chimiques et diverses parties du corps et ce, de bien des manières; et les effets d'expositions multiples ne s'additionnent pas toujours, puisque des effets synergétiques ou antagonistes se produisent souvent. De tels effets sont largement méconnus et sont souvent difficiles à caractériser. L'accumulation des risques associés à différentes substances chimiques est difficile à établir, mais dans certains cas les risques conjugués associés à plusieurs substances d'une même catégorie peuvent être établis.

Agents microbiologiques

Les agents microbiologiques présents dans la nourriture et l'eau potable, notamment les bactéries, les protozoaires, les virus et les champignons, ne provoquent généralement pas le cancer, mais ils peuvent être à l'origine de diverses autres maladies. De tels agents peuvent produire des toxines susceptibles d'avoir des effets nocifs allant de légers malaises passagers à des maladies longues ou mortelles. Par ailleurs, ils peuvent provoquer des infections ayant des conséquences pathologiques graves. Des méthodes tant qualitatives que quantitatives permettent d'évaluer le risque, selon les données accessibles.

Gestion du risque

La gestion du risque est le processus selon lequel les résultats de l'évaluation du risque, ainsi que d'autres considérations, sont utilisés pour choisir une stratégie ou plusieurs, afin de limiter le risque. Les méthodes de gestion des risques associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques génotoxinogènes sont généralement bien établies. Les recommandations en matière de gestion du risque sont adoptées en fonction de l'ampleur estimée du risque ainsi que d'autres considérations telles que les avantages, la technologie existante et les facteurs socio-économiques.

Les activités jugées d'intérêt national, inter-provincial ou international ainsi que l'établissement de normes minimales pour la protection de la santé et de l'environnement de tous les Canadiens sont du ressort de l'administration fédérale. Les administrations provinciales et territoriales sont responsables de la santé et de la sécurité de leurs citoyens et se doivent d'établir et d'appliquer des normes provinciales ou territoriales en matière de santé; les industries se trouvant à l'intérieur de leur territoire relèvent aussi de leur sphère de compétence. En règle générale, les normes provinciales ou territoriales ne peuvent pas être moins contraignantes que les normes ou les exigences fédérales. L'industrie nucléaire est de compétence fédérale. L'industrie chimique est réglementée principalement par les provinces.

Les méthodes de gestion du risque par les autorités fédérales, provinciales et territoriales comportent bien souvent des limites imposées à la source, des contrôles exercés au point d'utilisation et des stratégies d'éducation de la population. Les options en matière de gestion consistent, entre autres, à imposer des limites exécutoires en vertu de la loi, à adopter des règlements et des normes ainsi qu'à faire des recommandations quant aux objectifs ou aux directives d'exploitation tant à la source qu'aux points d'utilisation.

Radionucléides

Les stratégies visant à limiter les risques associés au rayonnement découlent du postulat voulant qu'il soit nécessaire d'établir un équilibre entre les risques et les avantages du rayonnement et des techniques émettrices de rayonnement. Au Canada, comme dans la plupart des pays du monde, les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR) servent de fondement à la gestion des risques associés aux pratiques réglementées. Toutes ces pratiques doivent constituer un net avantage pour la société, être optimisées sur le plan des coûts-avantages et inclure un régime de doses limites pour la population. Des doses limites sont fixées par la loi quant à l'exposition aux rayonnements en milieu de travail et dans la population en général en ce qui concerne les pratiques réglementées, mais ces règles ne s'appliquent pas à l'exposition au rayonnement de source naturelle ni à l'exposition des patients aux appareils médicaux émetteurs de rayonnement.

Il existe au Canada, tant au palier fédéral que provincial, des lois qui régissent l'utilisation des substances radioactives, les dispositifs émetteurs de rayonnements et l'exposition aux rayonnements ionisants, et qui s'appliquent généralement à la source. Les principaux instruments juridiques au palier fédéral sont la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*[1] et la *Loi sur les dispositifs émettant des radiations* et leurs règlements d'application. La *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique* régit entre autres choses l'utilisation des matières radioactives et fissiles ou des procédés susceptibles d'intervenir dans une réaction nucléaire en chaîne. Cette loi est administrée par la CCEA, qui joue un rôle prépondérant dans la réglementation des installations nucléaires et l'utilisation des substances nucléaires. La *Loi sur les dispositifs émettant des radiations*, administrée par Santé Canada, se rapporte à certaines catégories de dispositifs émetteurs de rayonnement utilisés tant en milieu de travail (par ex., appareils de radiographie, lasers, appareils à ultrasons à usage thérapeutique) qu'au foyer (par ex., fours à micro-ondes, téléviseurs). Le rayonnement naturel n'est traité dans aucune de ces lois.

Les doses limites recommandées par la CIPR pour l'exposition en milieu de travail et dans la population en général sont adoptées par la majorité des organismes de réglementation, notamment par la CCEA. Elles deviennent exécutoires et l'on ne doit pas dépasser ces doses dans des circonstances normales. Pour le grand public, les doses limites s'appliquent à la somme de toutes les expositions découlant de toutes les pratiques réglementées et elles ne constituent pas un seuil entre ce qui est *sûr* et *insalubre*, mais plutôt la prise en considération du risque pour la santé estimé en comparaison des risques généralement acceptés dans la société. La CIPR est d'avis que ces doses limites pour le public sont suffisamment strictes pour protéger la vie d'autres espèces. La CCEA fixe une limite annuelle légale du risque de rayonnement pour la population la plus

1. Le Parlement a adopté une nouvelle loi qui doit remplacer la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*. La nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, qui tient compte des nombreux changements intervenus depuis l'année 1946 où la Loi actuelle a été adoptée, n'était pas encore entrée en vigueur au moment de la publication du présent rapport.

exposée (c.-à-d. la population critique) relativement aux activités autorisées (exprimée en exposition annuelle), puis elle oblige les titulaires de permis à mettre en application un processus ALARA pour déterminer de niveau d'exposition (généralement un faible pourcentage de la limite imposée par la Loi) qui ne devrait pas être dépassé dans des conditions normales. Donc, ce dernier niveau d'exposition constitue le degré de risque *acceptable* en matière de rayonnements.

À l'heure actuelle, les limites légales au Canada sont de 50 millisieverts par an (mSv/an) pour l'exposition professionnelle et de 5 mSv/an pour l'exposition du public. La CIPR a recommandé des doses limites de 20 mSv/an en moyenne sur une période de cinq ans pour l'exposition professionnelle et de 1 mSv/an pour l'exposition de la population, relativement à toutes les pratiques nécessitant la délivrance d'un permis. L'adoption des plus récentes recommandations de la CIPR sur les doses limites est en cours à la CCEA. Les nouvelles doses limites pour le grand public représentent environ la moitié de l'exposition moyenne aux rayonnements naturels au Canada et sont inférieures aux variations de la dose de rayonnement de fond au Canada.

Comme condition de délivrance d'un permis, la CCEA oblige les établissements nucléaires à faire en sorte que, dans des conditions d'exploitation normales, les doses maximales auxquelles peuvent être exposés des membres du public, par tous les modes d'exposition, soient conservées à un taux légèrement inférieur à la limite annuelle légale. Les doses maximales annuelles sont actuellement inférieures à ces objectifs d'exploitation et les doses annuelles auxquelles sont exposés des membres de la population en général sont encore plus faibles.

Agents chimiques

Les pratiques de gestion du risque associé aux agents chimiques découlent de l'hypothèse retenue par le passé qu'il était possible de protéger le public contre toute forme de risque, et donc qu'aucun risque n'était acceptable. L'objectif ultime de la gestion du risque associé aux agents chimiques, quoique limité par des contraintes pratiques, consiste à limiter le risque au plus faible niveau qu'il est possible d'atteindre, mais au cours des dernières années on a pris en considération l'équilibre entre les risques et les avantages. Dans le cas des substances chimiques, le principe ALARA est appliqué au moyen de recommandations ou de limites légales du risque, ce qui détermine le risque *acceptable*. Comme conséquence de l'application du principe ALARA, le risque *acceptable* varie d'une application à une autre. À l'heure actuelle, la présence de sources naturelles d'agents cancérogènes occupe de plus en plus de place dans les stratégies de gestion du risque, mais en ce qui concerne de nombreuses substances chimiques, il n'existe pas de sources naturelles importantes.

Au Canada, la gestion du risque associé aux agents chimiques est principalement du ressort des provinces et des territoires, quoique l'administration fédérale adopte des règlements en application de certaines lois, notamment la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*, la *Loi sur les aliments et drogues* et la *Loi sur les produits antiparasitaires*. Tant la limitation à la source que le contrôle au point d'utilisation sont appliqués. Des limites réglementaires sont prescrites par les autorités provinciales à l'intention des industries, des commerces, des établissements et des autres sources de rejet de contaminants chimiques dans l'atmosphère, dans l'eau et dans le sol. À la suite de discussions fédérales-provinciales-territoriales, des recommandations sont émises concernant l'exposition à des polluants chimiques cancérogènes dans l'eau potable, dans les aliments et dans l'atmosphère. Les approches de gestion et les exigences sont sensiblement les mêmes dans tout le pays, mais les méthodes détaillées peuvent varier d'une province ou d'un territoire à l'autre, selon la réglementation qui s'applique. Nous citons la situation de l'Ontario dans le présent rapport, mais ce n'est pas à titre d'exemple représentatif des autres provinces ou territoires.

Les décisions en matière de gestion du risque sont prises après consultation des parties touchées et supposent un équilibre judicieux entre, d'une part, les risques estimés et, d'autre part, les frais encourus, le réalisme des mesures de contrôle et les avantages pour l'ensemble de la société. Par exemple, les stratégies de gestion s'appliquant aux substances d'intérêt prioritaire qui sont jugées toxiques en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* tiennent compte des risques, des avantages et des coûts, notamment de l'analyse coûts-efficacité des techniques de contrôle existantes.

À partir des lois applicables, des limites d'exposition du public sont établies concernant des agents cancérogènes donnés, en fonction des facteurs précités et des données dont on dispose sur la substance chimique en question. Des limites sont appliquées à des agents chimiques en particulier, bien souvent en ce qui concerne une seule voie d'exposition. Étant donné le nombre croissant d'agents chimiques éventuellement cancérogènes et la difficulté de déterminer les effets conjugués de l'exposition à plus d'un agent, il n'est pas possible de calculer le risque global associé à toutes les limites individuelles.

En règle générale, la réglementation des rejets chimiques dans l'environnement est fondée tant sur les effets écologiques que sur ceux relatifs à la santé humaine. Pour les agents cancérogènes, les limites de rejet sont établies de façon ponctuelle, compte tenu de la présence de sources naturelles, des données scientifiques exploitables et des mesures de contrôle proposées. En Ontario, par exemple, les émissions atmosphériques à court terme (30 minutes) d'agents cancérogènes ne doivent pas excéder la norme fixée au point d'impact. Ces normes sont établies selon un coefficient de 15 fois la norme de qualité de l'air ambiant sur une période d'un an. La norme de qualité de l'air ambiant est fixée de façon ponctuelle, mais elle repose généralement sur un risque à vie de cancer de un sur un million à dix sur un million relativement à un polluant donné, en l'absence de limites techniques et économiques significatives.

Agents microbiologiques

Les pratiques de gestion du risque d'origine microbiologique ne sont généralement pas orientées vers

l'atteinte d'un degré de risque défini, mais plutôt vers la réduction du risque, dans toute la mesure du possible, et la minimisation des nouvelles manifestations. C'est que les risques d'origine microbiologique, contrairement à ceux associés au rayonnement ou aux agents chimiques, sont extrêmement sensibles aux conditions environnementales, par exemple aux changements de température. Des approches de gestion du risque d'origine microbiologique sont appliquées au point de consommation, tant par le palier fédéral que provincial. Les stratégies de gestion du risque d'origine microbiologique sont généralement élaborées selon les besoins du moment plutôt que d'après des évaluations quantitatives du risque. Diverses méthodes sont appliquées, notamment la surveillance des infections et des maladies humaines et la surveillance des agents microbiologiques pathogènes présents dans l'environnement.

Eau potable

Les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* sont citées dans le rapport à titre d'exemple de la manière dont l'évaluation et la gestion du risque associé aux rayonnements et aux agents chimiques et microbiologiques s'intègrent à une stratégie souple visant à limiter le risque. Ces recommandations ont été établies par un comité fédéral-provincial-territorial sur l'hygiène du milieu et du travail. Elles visent à uniformiser la qualité de l'eau potable au pays. Elles ont été conçues de manière à répondre aux besoins des diverses sphères de compétence en cause. Bien qu'elles ne soient pas d'application obligatoire, les recommandations peuvent être employées par les provinces et les territoires pour fixer les concentrations maximales admissibles des radionucléides ainsi que des agents chimiques et microbiologiques. Étant donné qu'au Canada la qualité de l'eau est essentiellement de compétence provinciale, ces entités peuvent décider d'adopter les recommandations en totalité ou en partie, ou encore fixer leurs propres normes.

Les recommandations relatives à la présence de radionucléides dans l'eau potable sont fondées sur une dose de référence (0,1 mSv par an), ce qui s'applique à la dose globale de tous les radionucléides présents dans l'eau de distribution, quelle qu'en soit la source. Cette norme est conforme aux méthodes de radioprotection internationales recommandées par l'Organisation mondiale de la santé. Les concentrations réelles de radionucléides, en particulier dans les eaux potables de surface, sont généralement inférieures de plusieurs ordres de grandeur (100 fois par ex.) à la norme fixée.

Pour ce qui est de la présence d'agents chimiques cancérogènes donnés dans l'eau potable, les valeurs recommandées reposent sur les taux atteignables à un coût raisonnable et sur la fiabilité des mesures de détection. Il n'est pas révélateur de comparer les risques de cancer à vie associés aux valeurs recommandées en ce qui a trait aux substances chimiques présentes dans l'eau potable avec celles fixées pour les radionucléides, car une faible proportion seulement des agents chimiques pouvant être présents pourrait avoir été prise en considération alors que l'on tient compte de tous les radionucléides combinés. Pour les motifs précités, il n'est pas possible d'évaluer ou de réglementer l'ensemble des risques associés à tous les agents chimiques cancérogènes conjugués.

Les stratégies de gestion du risque associé aux agents microbiologiques présents dans l'eau potable ne visent pas à atteindre un degré de risque déterminé, mais essentiellement à traiter l'eau potable de manière à réduire la présence de micro-organismes à de très faibles concentrations et à prévenir la recontamination par des techniques appropriées.

Conclusions

Les méthodes d'évaluation du risque associé au rayonnement ionisant et aux agents chimiques génotoxinogènes sont bien établies et reposent généralement sur des principes semblables. Les deux sont fondées sur la relation dose-effet et l'hypothèse prudente de relation linéaire sans seuil. Cela permet d'apprécier le risque bien en deçà des effets observables eu égard à la protection de la santé. Toutefois, des écarts sont fréquemment notés dans le type de données utilisées, la caractérisation de la relation dose-effet, la différenciation des effets cancérogènes selon l'organe et l'espèce ainsi que l'étude des effets conjugués des expositions multiples.

L'appréciation du risque associé au rayonnement ionisant repose principalement sur des données épidémiologiques, tandis que l'appréciation du risque associé aux agents chimiques génotoxinogènes est tirée essentiellement de données d'études toxicologiques sur des animaux de laboratoire. Par voie de conséquence, la sensibilité de certains organes a pu être établie pour l'exposition aux rayonnements, mais pas aux agents chimiques génotoxinogènes. Lorsque les conditions de travail et les pratiques médicales passées ont mené à des niveaux d'exposition humaine appréciables, l'expérience a permis de déceler des agents cancérogènes et d'établir la relation dose-effet, particulièrement pour ce qui est des rayonnements. En évaluation du risque associé aux rayonnements ionisants, on calcule couramment les risques conjugués de l'exposition à différents radionucléides, par diverses voies d'exposition. On ne procède généralement pas ainsi pour les agents chimiques génotoxinogènes, en raison de leur nature variable, de leur nombre imposant et croissant ainsi que des effets synergétiques et antagonistes qu'ils peuvent produire.

Étant donné qu'une personne peut être exposée simultanément à plus d'un agent cancérogène (par ex., à un agent chimique génotoxinogène et au rayonnement), il importe d'examiner les méthodes d'évaluation du risque associé aux expositions conjuguées et aux mélanges de substances. Une approche simple consiste à supposer que les risques s'additionnent, mais des interactions, en particulier des effets synergétiques, peuvent se produire dans certains cas et il est essentiel d'en tenir compte dans l'évaluation du risque.

L'appréciation du risque peut comporter une part considérable d'incertitude, en particulier si l'on doit faire des extrapolations en deçà des conditions dans lesquelles les données initiales ont été recueillies. On pense que les incertitudes de ce genre sont plus faibles dans le cas du risque

associé aux rayonnements ionisants que dans celui associé aux agents chimiques génotoxinogènes. Cela est attribuable surtout au type de données qu'on utilise généralement et aux connaissances plus étoffées que l'on possède sur les mécanismes de cancérogénicité des rayonnements, par opposition à la cancérogénicité des agents chimiques. Le groupe de travail mixte estime qu'il importe de caractériser les incertitudes dans toutes les démarches d'appréciation du risque et insiste sur l'importance de le faire dans la mesure du possible.

Les stratégies de gestion du risque associé aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques génotoxinogènes sont également bien établies et présentent des ressemblances. En effet, dans les deux cas, les limites d'exposition sont réglementées, le principe de l'exposition au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre (principe ALARA) est retenu et diverses méthodes sont appliquées, notamment limiter les sources, exercer un contrôle au point d'utilisation et sensibiliser la population. Cependant, le principe ALARA est appliqué de manière différente aux rayonnements et aux agents chimiques. Il a un caractère plus officiel en radioprotection, mais dans un champ comme dans l'autre son application n'est pas systématique.

Il y a absence de consensus quant au degré de risque jugé acceptable relativement aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques génotoxinogènes. Le degré de risque *acceptable* fixé dans les recommandations présente plutôt des écarts allant jusqu'à un million d'unités. Ces recommandations tiennent compte à des degrés divers du champ d'application et de l'agent ou du procédé faisant l'objet d'une réglementation, des facteurs socio-économiques ainsi que des techniques exploitables.

Après avoir constaté que les niveaux réels d'exposition sont généralement bien en deçà des limites permises par la loi et des seuils opérationnels visés et qu'aucun effet sur la santé, selon les méthodes épidémiologiques courantes, n'a été observé à ces niveaux d'exposition, le groupe de travail mixte conclut que les stratégies de gestion du risque relatives aux pratiques réglementées, tant dans le cas des rayonnements ionisants que des agents chimiques génotoxinogènes, fournissent un haut degré de protection de la santé. À l'heure actuelle, il n'est pas possible de déterminer si l'exposition ambiante au rayonnement ionisant ou aux agents chimiques génotoxinogènes comporte un risque de cancer plus important.

Les membres du groupe de travail mixte estiment à l'unanimité qu'il ne serait pas utile à l'heure actuelle d'essayer d'harmoniser la réglementation relative au rayonnement ionisant à celle relative aux agents chimiques génotoxinogènes. Cependant, il y aurait lieu d'examiner les possibilités de le faire dans l'avenir. On devra alors déterminer si une telle harmonisation présenterait des avantages du point de vue de la santé publique. En outre, les discussions devraient se dérouler dans une plus large perspective, intégrant toutes les questions de santé publique pertinentes. Par exemple, il serait bon d'examiner les effets que peuvent avoir les agents microbiologiques sur la santé publique, en plus de ceux des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes.

1. Introduction

En 1994, le Comité consultatif des normes environnementales de l'Ontario [CCNE, 1994] recommandait une norme provisoire de 100 Bq/L (becquerel par litre) de tritium dans l'eau potable, en se fondant sur des facteurs de risque semblables à ceux relatifs à certains agents chimiques. Environ à la même époque, le ministre de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO) rendait public un document fixant un objectif provisoire de 7 000 Bq/L de tritium dans l'eau potable, d'après des recommandations de source internationale en matière de radioprotection. Les approches divergentes employées dans ces deux documents ont amené le MEEO à demander conseil auprès de Santé Canada concernant l'écart existant apparemment entre les degrés de risque jugés acceptables en matière de réglementation des radionucléides et des substances chimiques.

En janvier 1995, le groupe de travail mixte nº 6 (JWG-6) des comités consultatifs de la Commission de contrôle de l'énergie atomique du Canada (CCEA) était créé à la demande de la présidente de la CCEA. Le groupe de travail mixte avait pour mission d'examiner en profondeur les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation des matières radioactives et celui appliqué à la réglementation des produits chimiques industriels et des pesticides. Le groupe de travail mixte devait être composé de représentants du Comité consultatif de la sûreté nucléaire (CCSN), du Comité consultatif de la radioprotection (CCRP) ainsi que du Groupe des conseillers médicaux de la CCEA. Ces organismes consultatifs sont composés de membres choisis par la CCEA pour leur expertise scientifique.

En réponse à la demande d'avis présentée par le MEEO et à la suite de la création du JWG-6, le sous-ministre adjoint de la Direction générale de la protection de la santé de Santé Canada a proposé à la présidente de la CCEA que le groupe de travail mixte soit élargi afin d'inclure des représentants de Santé Canada. Cette proposition a été acceptée et la première réunion du groupe de travail mixte composé de représentants des Comités consultatifs de la CCEA et de Santé Canada a eu lieu le 27 avril 1995. La liste des membres figure à l'annexe A. Après discussion, le mandat du groupe de travail a été adopté comme suit : « Examiner les similitudes, les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation relative aux rayonnements ionisants et celui jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques d'origine chimique et microbiologique. » De plus amples renseignements sont fournis à l'annexe B.

Durant le processus de collecte, d'analyse et d'interprétation des données, le groupe de travail mixte a constaté que son mandat tel que rédigé comportait des difficultés importantes en raison de l'absence de consensus quant au degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques associés aux radionucléides ainsi qu'aux agents chimiques et microbiologiques. Le degré de risque *acceptable* peut présenter des écarts allant jusqu'à un million d'unités, comme nous le montrerons plus loin dans ce rapport, selon l'application et la substance spécifique à l'étude. En principe, le degré de risque *acceptable* devrait être au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, compte tenu non seulement du risque mais aussi des facteurs socio-économiques et des techniques exploitables (principe ALARA, de l'anglais *As Low As Reasonably Achievable*). Par conséquent, le groupe de travail a décidé que la meilleure façon de procéder consistait à comparer les principes et les méthodes d'évaluation et de gestion du risque ayant pour but de protéger le public contre les risques associés aux radionucléides ainsi qu'aux agents chimiques et microbiologiques.

Afin d'établir une base de référence, il a été décidé de faire porter l'examen sur le cancer résultant de dommages causés au matériel héréditaire présent dans les cellules, qui peut être provoqué soit par des rayonnements ionisants, soit par des agents génotoxinogènes. Ce matériel, appelé acide désoxyribonucléique (ADN), contient les instructions codées régissant tous les processus vitaux des cellules vivantes. Il importe de souligner que les risques de cancer associés à l'exposition à de faibles concentrations de rayonnements et d'agents chimiques cancérogènes examinés dans ce rapport résultent essentiellement de valeurs théoriques, obtenues au moyen de calculs. À l'exception de la fumée de tabac et peut-être du radon, on ne dispose d'aucune indication fiable ou reproductible d'effets sur la santé observables chez des populations humaines exposées aux faibles concentrations d'agents cancérogènes auxquels s'appliquent les règlements, les recommandations et les objectifs actuels. Les mesures de

protection de la santé reposent sur l'hypothèse voulant que la relation dose-effet des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes soit une relation linéaire et qu'il n'y ait pas de seuil en deçà duquel il n'existe aucun effet nocif; cela implique que des effets néfastes sur la santé sont probables quel que soit le degré d'exposition, si faible soit-il.

Les effets que pourrait avoir sur des populations humaines l'exposition à des concentrations très élevées de rayonnements ionisants ou d'agents chimiques génotoxinogènes n'ont pas été examinés en détail. Certaines comparaisons ont été établies entre les pratiques d'évaluation et de gestion du risque associé aux radionucléides et aux agents chimiques naturellement présents dans l'environnement, aux agents chimiques non cancérogènes, aux agents microbiologiques et à l'exposition professionnelle. Il a été estimé que les risques associés aux maladies transmissibles n'étaient pas visés dans le mandat du groupe de travail. Tout en sachant que diverses approches de gestion du risque sont appliquées dans les provinces et les territoires, le groupe de travail a choisi la situation de l'Ontario en tant qu'exemple pratique aux fins du rapport.

Des exemplaires des versions préliminaires de ce rapport ont été envoyés à des scientifiques choisis au Canada, aux États-Unis et au Royaume-Uni ainsi qu'aux membres des comités consultatifs et du Groupe des conseillers médicaux de la CCEA et du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'hygiène du milieu et du travail dans le but d'obtenir leurs commentaires (pour de plus amples renseignements, voir la section intitulée *Remerciements*).

2. Cadres d'évaluation et de gestion des risques pour la santé

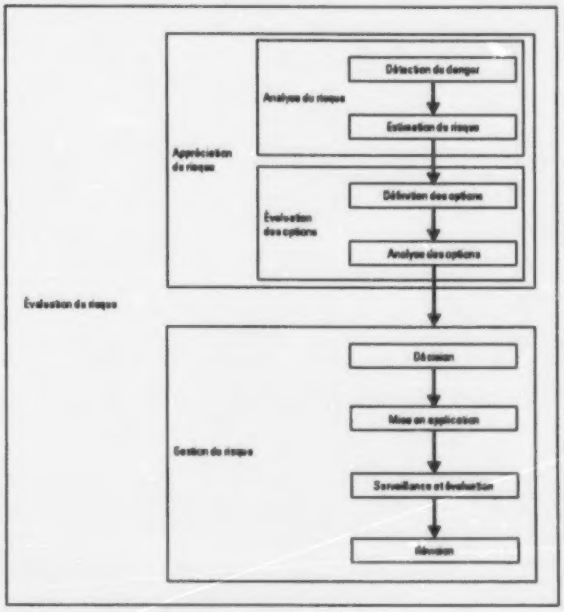
La protection de la santé publique contre les risques liés à l'environnement est complexe et oblige à prendre en considération de nombreux facteurs. Au Canada et ailleurs dans le monde, plusieurs organisations ont élaboré des cadres décisionnels afin d'adopter une approche structurée d'évaluation et de gestion du risque pour la santé [Krewski et Birkwood, 1987a, 1987b].

En plus de servir à analyser la situation et à structurer le processus décisionnel, de tels cadres offrent la souplesse voulue pour examiner au besoin des risques pour la santé particuliers. Ces cadres reposent généralement sur des principes uniformes, mais ils peuvent présenter des différences quant à la terminologie employée, à l'étendue des facteurs examinés, au degré de précision et à l'importance de certains facteurs, notamment la communication du risque et la participation des parties intéressées à l'ensemble du processus [Krewski et Birkwood, 1987].

Il n'existe pas véritablement de cadre *canadien* d'évaluation et de gestion du risque, mais deux normes d'application générale pertinentes ont été élaborées par l'Association canadienne de normalisation. L'une d'elles établit les exigences et les recommandations quant au choix et à la mise en œuvre des techniques d'analyse des risques principalement d'origine technologique [CSA, 1991]. L'autre norme a pour objet d'aider les décisionnaires dans la gestion de tous les risques, notamment les risques pour la santé et ceux liés à l'environnement [CSA, 1997].

Le cadre élaboré par la Direction générale de la protection de la santé de Santé Canada sert d'exemple dans ce rapport pour illustrer le processus général d'évaluation et de gestion du risque. Ce cadre a été élaboré afin de guider la Direction dans ses activités visant à protéger la santé et à réduire les risques associés aux aliments, aux médicaments et à l'environnement ainsi qu'à prévenir les maladies et les accidents (voir la figure 1).

Figure 1. Cadre d'évaluation et de gestion du risque



Source : L'évaluation du risque pour la santé : La protection de la santé : un défi [DGPS, 1993]

Suivant ce cadre, le risque est défini en tant que danger résultant de l'exposition à un agent et probabilité que ce danger se matérialise [DGPS, 1990]. Le risque pourrait être défini différemment par d'autres organismes. L'appréciation du risque comporte quatre étapes : détection du danger, estimation du risque, définition des options et analyse des options. La gestion du risque compte aussi quatre étapes : décision, mise en application, surveillance et évaluation et révision. La communication avec les parties intéressées peut avoir lieu à toutes les étapes du processus.

La *détection du danger* est l'action de constater qu'un agent en particulier (par ex. une substance chimique donnée) peut avoir des effets néfastes spécifiques sur la santé. Les dangers peuvent être décelés par divers moyens, notamment les études épidémiologiques, les études toxicologiques et, dans le cas précis des agents chimiques, l'analyse des rapports structure-activité.

Les études épidémiologiques permettent de recueillir des données sur les risques pour la santé des populations humaines et, dans le cas des risques associés aux rayonnements, constituent la source principale de données. Cependant, elles posent des difficultés en raison de leur coût élevé ainsi que de la complexité de l'environnement humain, de l'insensibilité possible aux effets restreints et de la longue durée des études, qui doivent parfois se prolonger de nombreuses années [Santé et Bien-être social Canada, 1991]. Par conséquent, on les remplace souvent par les autres types d'études mentionnées ci-dessous.

Les études toxicologiques sont généralement effectuées en laboratoire sur des sujets non humains et sont largement utilisées pour déterminer les risques possibles de certaines substances pour la santé humaine, en particulier des substances chimiques. Au moyen d'extrapolations, les chercheurs établissent un rapport entre les résultats des expériences consistant à administrer de fortes doses des substances à différentes espèces et les effets que pourraient avoir sur des populations humaines des doses relativement faibles de ces substances. Des épreuves de haute sensibilité permettent d'étudier divers effets nocifs, notamment les épreuves de toxicité aiguë chez des animaux, le métabolisme des substances, les effets sur l'appareil reproducteur et le développement ainsi que les effets à long terme et l'action cancérogène.

Les marqueurs biologiques sont utiles pour étudier les risques associés aux agents chimiques. Ce sont des transformations biologiques consécutives à une exposition, mais qui ne sont pas nécessairement directement associées à des effets nocifs observés. Leur étude permet d'évaluer l'exposition, les effets sur la santé ou la vulnérabilité à la maladie, de déterminer la variabilité intra et inter-sujets, de préciser les mécanismes ou de déterminer la relation dose-effet. La mesure dans laquelle ils permettent de prévoir l'apparition de la maladie détermine leur utilité finale.

L'analyse des rapports structure-activité sert à prévoir les effets toxiques ou cancérogènes d'un composé chimique à partir de sa structure. Les prévisions reposent souvent sur l'activité connue de composés semblables, compte tenu de leurs propriétés et attributs spécifiques. Toutefois, bien que de telles règles de classification soient utiles, elles ne constituent pas des indicateurs infaillibles des effets sur la santé.

L'*estimation du risque* est l'action de déterminer la probabilité qu'un effet nocif en particulier se matérialise. La *détection du danger* et l'*estimation du risque* font partie du processus d'*analyse du risque*. L'estimation du risque peut se faire au moyen de l'analyse quantitative des données toxicologiques ou épidémiologiques. Comme les données scientifiques sont souvent incomplètes ou inexistantes, de telles estimations doivent cependant être étoffées au moyen d'approximations qualitatives et de l'examen des incertitudes.

L'*évaluation des options* comporte la *définition* et l'*analyse des options* de limite du risque. Les options peuvent être de nature réglementaire ou non, selon le mandat de l'organisation, les objectifs et les orientations du programme, les règlements existants et les solutions autres que réglementaires. Les options sont évaluées en fonction de plusieurs facteurs, entre autres : la nature des risques sanitaires en cause et la probabilité qu'ils se matérialisent; les incertitudes inhérentes à l'estimation du risque; la perception du risque par le public; les avantages sur le plan de la santé et la faisabilité technique de l'option; les répercussions économiques et environnementales; les répercussions sociales, politiques et culturelles; et les divers points de vues invoqués (individus ou société).

La *gestion du risque* commence une fois que la *décision* est prise (choix d'une des options) et que les ressources nécessaires sont affectées. La *mise en application* est accompagnée de la communication avec les parties touchées, dans le but de leur expliquer les changements qui se produiront.

La *surveillance* et l'*évaluation* des répercussions de la décision ont pour objet de déterminer l'efficacité de cette dernière. Les techniques employées comprennent l'échantillonnage du milieu, la surveillance post-commercialisation, l'étude épidémiologique prospective, l'évaluation des nouvelles données sur le risque pour la santé ainsi que la cueillette d'information structurée ou informelle auprès du public.

L'étape suivante du processus consiste dans la *révision* des nouveaux renseignements, ce qui peut obliger à reconsidérer et à réviser toute étape antérieure du processus.

3. Évaluation du risque

L'évaluation des risques associés aux rayonnements ionisants s'est développée à l'intérieur d'un cadre très différent de celui appliqué aux substances chimiques. L'évaluation des risques associés au rayonnement découle en grande partie d'études à long terme sur des populations humaines exposées à des doses de rayonnement élevées relativement bien connues, tandis que l'évaluation des risques associés aux agents chimiques cancérogènes est plus souvent fondée sur des projections tirées d'expériences à fort dosage sur des animaux de laboratoire ou sur des études épidémiologiques de l'organisme humain exposé à des doses relativement incertaines. Divers effets ont été observés à des doses élevées, mais d'après les prévisions le principal effet à faible dose est le cancer. Des cancers provoqués par l'exposition à des rayonnements et à des agents chimiques ont été observés dans pratiquement tous les organes, selon le type de rayonnement ou d'agent, l'espèce et les conditions d'exposition [NCRP, 1989]. La manifestation du cancer induit est généralement précédée d'une longue période de latence, qui varie selon la malignité du cancer et l'âge de la personne au moment de l'exposition. En règle générale, on observe les mêmes types de cancers chez les personnes exposées que chez des populations non exposées (sauf exceptions, notamment le mésothéliome associé à l'exposition à l'amiante).

Tandis que le nombre de radionucléides est relativement bien connu, le nombre de substances chimiques présumées cancérogènes continue d'augmenter chaque année, bien qu'ils ne soient pas tous détectés dans l'environnement. La publication 38 de la Commission internationale de protection radiologique [CIPR, 1983] contient un peu plus de 800 radionucléides. Environ 50 d'entre eux peuvent être une source de préoccupation en raison de leur abondance dans les émissions ou les déchets, ou encore de leur toxicité. Il existe diverses estimations du nombre d'agents chimiques susceptibles de provoquer le cancer. À l'heure actuelle, 69 agents chimiques ou procédés industriels ont provoqué le cancer chez des personnes [CIRC, 1995]. Des études de toxicité chronique sur des rats et des souris ont révélé qu'environ 670 substances chimiques peuvent provoquer le cancer à des niveaux d'exposition élevés [Gold et coll., 1997]. Ames et divers collaborateurs [1990, 1990a] ont estimé qu'environ la moitié des agents chimiques étudiés, qu'ils soient de source naturelle ou synthétique, provoqueront un cancer s'ils sont administrés à fortes doses sur des animaux pendant de longues périodes.

Étant donné que l'exposition ambiante est faible tant dans le cas des rayonnements que des agents chimiques, les risques sont rarement détectables à l'aide d'études par observation de populations humaines. Afin d'évaluer le risque à faibles doses, un modèle pertinent de relation dose-effet doit être choisi pour extrapoler, à partir des effets à dose élevée observés, les effets à faible dose estimés. Des modèles semblables d'évaluation du risque quantitative sont utilisés tant pour les rayonnements que pour les agents chimiques. En dépit du fait que la relation dose-effet peut être non linéaire à des doses élevées, on pose généralement comme hypothèse que cette relation est linéaire à de faibles doses dans le cas des rayonnements ionisants et des agents cancérogènes génotoxinogènes. Étant donné qu'il n'existerait pas de dose seuil, un risque est présumé exister même aux plus faibles doses, bien qu'il n'y ait aucun effet observé ou observable [NCRP, 1989].

Quel que soit le modèle utilisé, il est souhaitable qu'il fournisse la meilleure estimation du risque possible et une indication de toute incertitude. À partir de l'information limitée tirée des études épidémiologiques et toxicologiques, il est possible de concevoir divers modèles présentant tous également l'adéquation des données, mais fournissant des estimations du risque à faibles doses qui comportent des écarts de plusieurs ordres de grandeur [Food and Drug Administration, 1971]. Les modèles biologiques pourraient constituer une source plus réaliste d'estimation du risque par l'intégration de mécanismes d'action toxicologique [Goddard et Krewski, 1995]. Cela permettrait d'évaluer les prévisions de risque fondées sur les modèles et d'extrapoler au-delà des conditions dans lesquelles les données initiales ont été obtenues.

Le modèle à plusieurs degrés, le modèle le plus largement répandu d'estimation du risque de cancer, repose sur le nombre de degrés du processus de carcinogenèse [Armitage et Doll, 1961]. Pour les applications pratiques, Crump et Howe [1984] ont proposé un modèle modifié, le *modèle à plusieurs degrés linéarisé*. Un autre type de modèle biologique de carninogenèse [Moolgavkar et Luebeck, 1990] repose sur l'hypothèse que des

cellules cancérisées se forment dès que se produit une première mutation d'une cellule souche normale et que les cellules cancérisées peuvent subir une deuxième mutation et devenir des cellules cancéreuses. La population cellulaire cancérisée peut également se multiplier par propagation clonale, augmentant ainsi le bassin de cellules susceptibles de devenir malignes. L'un des principaux avantages de ce type de modèle est que ses paramètres peuvent être interprétés du point de vue biologique et peuvent, dans certains cas, être obtenus par l'expérimentation.

Les modèles *pharmacocinétiques physiologiques* constituent un outil important de modélisation mécaniste. En règle générale, ces modèles servent à prévoir la dose de métabolites susceptibles de réagir qui atteint les tissus-cibles. L'emploi d'une mesure pertinente de la dose tissulaire plutôt que d'une mesure extérieure de l'exposition peut donner une estimation plus précise des risques de cancer à faible dose [Krewski et coll., 1994].

En raison du peu d'effets directement observables à faibles doses, les estimations de risques de cancer comportent une part d'incertitude. Celle-ci est due en partie à la variabilité inhérente, notamment aux erreurs de mesure de doses et d'estimation d'exposition. Les effets réels peuvent aussi dépendre de paramètres physiologiques, comme le poids corporel, la fréquence respiratoire et le débit cardiaque, qui peuvent varier d'une personne à une autre. Parfois, seuls des renseignements incomplets ou subjectifs peuvent servir à établir l'estimation du risque. Par exemple, l'estimation de l'exposition dans les études épidémiologiques sur les agents chimiques peut être incertaine parce que les données historiques sur les expositions individuelles peuvent être mal documentées. Les autres sources d'incertitude comprennent la détermination de l'évolution de la santé, l'extrapolation des animaux aux populations humaines et l'extrapolation entre les diverses voies d'expositions. L'estimation du risque peut aussi être très sensible au choix du modèle de relation dose-effet. Ces incertitudes seraient plus minimes dans le cas de l'estimation du risque de cancer radio-induit, qui repose essentiellement sur l'étude de populations humaines, que dans celui de l'estimation du risque de cancer provoqué par des agents chimiques, qui découle souvent d'études sur des animaux.

3.1 Rayonnements ionisants

Lorsque des rayons ionisants traversent la matière, notamment des tissus, une partie de leur énergie s'y dépose à la suite d'interactions électriques. L'ionisation des tissus qui en résulte provoque des modifications chimiques dans les cellules irradiées, ce qui peut entraîner des dommages biologiques. La dosimétrie de base servant à mesurer ce transfert d'énergie est la *dose absorbée*, ou quantité d'énergie reçue par tout tissu ou organe exposé au rayonnement ionisant. L'unité de mesure de la dose absorbée est le gray (Gy); un Gy correspond à une dose absorbée d'un joule d'énergie par kilogramme de matière irradiée. La dose absorbée est indépendante du type de rayonnement et de l'énergie qu'il émet; cependant, la gravité des radiolésions varie selon le type de rayonnement et l'énergie dégagée. La dose absorbée est donc multipliée par un facteur de pondération des rayonnements, afin d'obtenir un équivalent de dose pour l'organe exposé, dont l'unité de mesure est le sievert (Sv). Des facteurs de pondération de 1 à 20 ont été attribués aux divers types de rayonnements [CIPR, 1991].

Il a également été constaté que les radiolésions varient selon l'organe ou le tissu irradié. En effet, le risque de cancer induit ou de perturbations héréditaires (génétiques) présente des différences entre des organes ayant reçu un même équivalent de dose. Afin de tenir compte des variations de sensibilité des organes et des tissus, on a élaboré un ensemble de facteurs de pondération des tissus [CIPR, 1991]. On obtient la dose effective reçue par tout l'organisme, exprimée en sieverts, en multipliant l'équivalent de dose qu'a reçu chaque organe par le facteur de pondération des tissus correspondant à cet organe, puis en additionnant les résultats obtenus pour chaque organe. Les facteurs de pondération des tissus vont d'environ 0,01 pour la peau et les surfaces osseuses, à 0,2 pour les gonades. La somme de tous les facteurs de pondération des tissus est un; donc, une dose uniforme reçue par tout le corps donnera une dose effective égale à l'équivalent de dose. Dans le cas des faibles doses de rayonnement, les radiolésions provoquées par une dose effective seront approximativement les mêmes quels que soient le type de rayonnement ou les tissus irradiés.

Les radionucléides reçus par inhalation, ingestion, ou absorption à travers la peau peuvent demeurer dans certains tissus et organes pendant une longue période; dans certains cas, la dose reçue par les organes internes peut être présente plusieurs jours ou plusieurs années. La *dose engagée* est la dose effective totale d'une substance radioactive qui demeure dans l'organisme toute la vie durant, soit 50 ans pour un adulte et 70 ans pour un enfant. La dose engagée fait implicitement partie de tout calcul de dose effective. La *dose effective* totale sert donc d'indicateur général du risque pour la santé humaine associé à tout type de rayonnement et à toute répartition de dose dans l'organisme, qu'elle soit interne ou externe. Les effets sur la santé de toutes les expositions conjuguées peuvent donc faire l'objet d'une même contrainte, ou limite. Cette approche uniforme en matière d'évaluation des risques associés au rayonnement est possible parce qu'il est généralement convenu que les effets sur la santé sont les mêmes, quels que soient la source de rayonnement et le tissu irradié. Cette pratique se distingue nettement des méthodes appliquées actuellement aux agents chimiques cancérogènes.

La *dose engagée* dépend des propriétés chimiques de chaque isotope radioactif, de l'incorporation sélective par les organes ou tissus cibles, des métabolismes internes et du taux d'élimination par l'organisme ainsi que de l'âge de la personne au moment de l'incorporation. Des tableaux d'équivalent de dose engagé et de dose engagée par unité d'apport figurent dans les publications 30, 61, 67 à 69 et 72 [CIPR, 1979-1988, 1991a, 1993a-1996]. Les coefficients de dose découlent principalement de données sur des populations humaines, complétées par des études sur des animaux de laboratoire, et ils sont calculés à l'aide de méthodes biocinétiques normalisées et de modèles de référence de populations humaines.

Une autre notion est celle de la *dose collective*, qui est la dose totale reçue par un groupe de personnes ou l'ensemble d'une population. La dose collective est la somme des doses individuelles reçues par la population, compte tenu de tous les modes d'exposition. L'unité de mesure est la personne-sievert (p-Sv).

La dose effective est souvent appelée « dose » tout court et la dose effective collective, « dose collective » tout court. Cette terminologie sera employée dans la suite du document.

3.1.1 Effets biologiques des rayonnements ionisants

L'exposition au rayonnement ionisant peut avoir des effets sur la santé de deux ordres. L'absorption de fortes doses de débits de rayonnement élevés, par exemple 5 000 mSv en quelques minutes, peut provoquer divers effets, entre autres la mort quelques semaines ou quelques mois après l'exposition. Ces effets résultent de l'incapacité de l'organisme à survivre aux dommages provoqués par la destruction d'un nombre important de cellules dans certains tissus ou organes. La gravité des symptômes précoces, notamment les brûlures par irradiation localisée, ou le syndrome aigu d'irradiation consécutif à l'exposition de tout le corps, s'accroît lorsque la dose dépasse le seuil clinique. Le syndrome aigu d'irradiation est la manifestation clinique des lésions causées à de nombreux organes vitaux, particulièrement ceux qui sont sujets à un renouvellement continuel et accéléré des cellules comme la moelle osseuse et l'appareil digestif. Le seuil des symptômes précoces observables, notamment la nausée et la modification temporaire des globules sanguins, est d'environ 250 à 500 mSv sur une courte période [CIPR, 1991]. Les doses moyennes de rayonnements naturels reçues par la population canadienne se situent généralement à environ 2 mSv par an et les expositions courantes résultant d'activités réglementées se situent approximativement à 0,0001 mSv par an (d'après le tableau 4, note b, en supposant que la population canadienne se chiffre à 30 millions). Ces doses sont bien en deçà des doses seuil précitées.

De faibles doses de rayonnement [moins de 200 mSv; UNSCEAR, 1993] peuvent avoir des effets susceptibles de se manifester plus tard dans la vie. Les effets les plus préoccupants associés aux faibles doses de rayonnement ionisant sont l'incidence accrue de cancer chez les personnes exposées et d'éventuelles perturbations génétiques chez leurs descendants. La probabilité de manifestation d'effets tardifs est présumée proportionnelle à la dose et l'on pose généralement comme hypothèse qu'il n'existe pas de seuil en deçà duquel ces effets ne se produiraient pas.

Les effets à évolution tardive sont le résultat de dommages causés à l'ADN. Habituellement, les cellules endommagées sont réparées naturellement; toutefois, si elles ne sont pas restaurées adéquatement, il peut en résulter une cellule viable mais modifiée. La reproduction d'une cellule somatique modifiée peut provoquer un cancer, après une période de latence prolongée et variable. Le risque de cancer est la préoccupation principale en radioprotection. Les cancers spécifiques observés chez des populations exposées comprennent la leucémie ainsi que les cancers de la thyroïde, du poumon, du sein et des os. Des dommages causés à une cellule ayant pour fonction de transmettre de l'information génétique peuvent avoir des effets sur la santé des descendants de la personne exposée. Des effets héréditaires dus au rayonnement ont été observés chez des animaux de laboratoire, mais leur apparition chez des populations humaines n'a pas été prouvée directement.

Contrairement à l'exposition aux agents chimiques, il n'existe pas d'immunoréaction d'hypersensibilité connue à l'exposition aux rayonnements. Les différentes réactions individuelles aux rayonnements qui étaient supposément dues aux différences dans les mécanismes de réparation de l'ADN ne seraient pas liées au système immunitaire.

3.1.2 Évaluation quantitative des risques associés aux rayonnements ionisants

L'estimation des risques de cancer associés aux rayonnements est fondée sur des études épidémiologiques de populations humaines exposées à de fortes doses. Les principales sources de données sur les risques de cancer radio-induit à la suite de l'exposition de tout le corps à une source d'irradiation externe résultent de l'observation des Japonais ayant survécu à l'explosion des bombes atomiques en 1945, à Hiroshima et Nagasaki. Les autres populations étudiées comprennent les mineurs exposés à de fortes concentrations de radon et à ses produits de désintégration dans l'air, les peintres ayant autrefois ingéré par inadvertance des quantités appréciables de peinture lumineuse au radium, ainsi que les patients traités par de fortes doses de rayons X ou qui reçoivent du radium 224, du radium 226 ou du Thorotrast (oxyde de thorium). D'autres données ont été obtenues à la suite d'expériences intensives sur des animaux et d'autres organismes vivants. Étant donné qu'aucune incidence excédentaire marquée de maladies héréditaires n'a été observée même chez les enfants des survivants japonais aux bombes atomiques, les estimations de cette probabilité découlent d'études sur des animaux de laboratoire.

Le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR) revoit périodiquement l'information de cette nature et publie environ tous les cinq ans une série de rapports officiels à l'intention de l'Assemblée générale des Nations Unies; le plus récent rapport de l'UNSCEAR est paru en 1994. La Commission internationale de protection radiologique examine l'ensemble des publications scientifiques sur les effets biologiques des rayonnements et publie des rapports contenant des recommandations sur les divers aspects de la radioprotection. Les comités sur les effets biologiques des rayonnements ionisants des États-Unis (U. S. Committees on the Biological Effects of Ionizing Radiation, ou BEIR) analysent aussi les données existantes et publient des rapports. Contrairement aux rapports du UNSCEAR, les rapports des BEIR ne s'intéressent qu'à l'évaluation des effets et ne contiennent pas de recommandations en matière de radioprotection. Les estimations du risque publiées par ces divers comités font généralement l'unanimité [BEIR-VI, 1998; BEIR-V, 1990; CIPR, 1991; UNSCEAR, 1993; NCRP, 1993].

Les problèmes découlant de l'emploi des données sur l'incidence excédentaire de cancers chez les survivants japonais de la bombe atomique afin de prévoir les conséquences à de plus faibles doses et débits de dose sont abondamment traités dans les rapports (BEIR, UNSCEAR et CIPR). L'un des problèmes est l'extrapolation des données sur le nombre accru de cancers chez les survivants au cours des 40 premières années suivant l'exposition, dans le but de prédire l'augmentation qui se produira sur toute la durée de vie de la population. Divers modèles mettant en relation la hausse d'incidence du cancer et l'âge après l'exposition ont permis d'en arriver à des estimations du risque à vie.

Un deuxième problème réside dans l'application du risque à vie relatif à divers cancers dans la population japonaise à d'autres populations. En raison des écarts entre les modèles d'incidence de cancer appliqués au Japon et dans d'autres pays, il est difficile d'extrapoler à d'autres populations. Les estimations de 1991 de la CIPR ont été obtenues en établissant la moyenne des résultats tirés de deux modèles d'extrapolation différents et en les appliquant à la population de cinq pays.

Un troisième problème est l'extrapolation des données de populations exposées au corps entier, à diverses doses de rayonnements externes à fort débit, afin de prévoir les effets des rayonnements à faible débit. À partir de considérations théoriques, d'études en laboratoire sur des animaux et de certaines données limitées sur des populations humaines, il a été adopté dans la publication 60 de la CIPR [1991] la convention voulant que l'on divise les risques de cancer observés à fortes doses et à forts débits de rayons X et gamma par un coefficient d'efficacité de la dose et du débit de dose de deux, afin d'obtenir les estimations de risque de cancer après l'exposition à de faibles doses de rayonnement ionisant de faible débit. Autrement dit, une faible dose de rayonnement émise à faible débit présente environ la moitié moins de risque de produire des effets à long terme que la même dose émise à fort débit. L'UNSCEAR [1993] établit actuellement les faibles doses à moins de 200 mSv et les faibles débits de dose à moins de 0,1 mSv par minute ou 6 mSv à l'heure; il importe de noter que ces doses et débits de dose sont très élevés si on les compare aux limites de dose habituellement fixées pour le public.

Enfin, il importe de se demander s'il y a lieu d'appliquer les données aux individus exposés à des doses de rayonnement inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles auxquelles ont été exposés les survivants de la bombe atomique. Le milieu international de la radioprotection a posé l'hypothèse prudente que toute augmentation de l'exposition aux rayonnements provoquera une hausse proportionnelle des risques de cancers et de perturbations génétiques (bien que certaines indications aillent dans le sens contraire). Cette hypothèse, que l'on désigne par le modèle de relation linéaire sans seuil (c.-à-d. relation dose-effet linéaire jusqu'à la dose zéro), a été examinée dans le document ACRP-18 [1996]. Certains symptômes observés dans des études tant de notre espèce que d'espèces animales montrent que dans certains cas, notamment le cancer des os provoqué par le radium 226, une dose seuil pratique existe en deçà de laquelle le risque de cancer des os au cours de la durée de vie normale est virtuellement de zéro [BEIR-IV, 1988]. Une baisse de l'incidence de cancer a également été observée chez des personnes exposées à de très faibles doses de radioactivité, comme résultat de la stimulation des mécanismes de réparation. Cependant, les données ne sont pas suffisantes à l'heure actuelle pour prendre ces facteurs en considération dans la radioprotection [ACRP-18 1996].

En dépit de ces problèmes et des incertitudes qu'ils comportent, une estimation de la probabilité de cancers radio-induits est nécessaire en radioprotection. D'après les extrapolations à partir des études épidémiologiques à fort dosage, il est recommandé dans la publication 60 de la CIPR [1991] d'estimer les risques de cancer mortel à 0,04 par Sv pour la population adulte et à 0,05 par Sv pour la population entière de tous les groupes d'âge, à la suite de l'exposition à une faible dose de rayonnement de faible débit étalé sur tout le corps. Les estimations du risque par la CIPR représentent une convergence d'opinions scientifiques internationales et peuvent constituer une surestimation des risques à faible dose. Le modèle de relation linéaire sans seuil ne peut servir à prévoir les répercussions de l'exposition réelle d'un individu ou d'une population, mais il constitue un outil de radioprotection important et il peut être utile pour comparer les options en matière de gestion du risque et de réglementation.

Les coefficients de risque, en plus de servir à évaluer les risques de cancer mortel, ont permis d'estimer l'ensemble des dommages causés par tous les effets tardifs, notamment les cancers mortels, les cancers non mortels pondérés selon leur gravité et les possibilités de guérison, le nombre d'années de vie perdues ou gravement détériorées ainsi que le risque de graves perturbations génétiques chez les générations suivantes. Par exemple, la leucémie provoquée par l'exposition au rayonnement (qui peut être mortelle) reçoit une pondération plus élevée que le cancer de la peau provoqué par le rayonnement, qui est facilement guérissable. Après avoir intégré ces facteurs, la CIPR a recommandé un coefficient de risque pour l'ensemble des effets nocifs de 0,056 par Sv pour une population adulte et de 0,073 par Sv pour le public en général [CIPR 1991]. Les estimations du risque de perturbations génétiques sont déduites de données sur des souris exposées à une vaste gamme de doses et de débits de doses, en raison de l'absence d'observation directe ce ces effets sur des populations humaines. Les effets tératogènes (ou anomalies du développement embryonnaire) ont également été examinés, mais l'on estime qu'ils sont à zéro en deçà des doses limites recommandées par la CIPR [1991] pour l'exposition du public.

Une importante conséquence de l'hypothèse de relation linéaire sans seuil entre la dose et le risque est que la dose collective devient un indicateur du risque communautaire (risque global dans l'ensemble de la collectivité). Si un très grand nombre de personnes ont été exposées à de faibles doses de rayonnement provenant de diverses sources, en deçà des limites fixées pour les individus, la dose totale dans l'ensemble de la population pourrait être appréciable. Selon le modèle de relation linéaire sans seuil, on présume que la probabilité d'effets sur la santé dus au rayonnement augmenterait de façon linéaire par rapport à la dose, et les effets nocifs possibles sur

la société seraient déterminés par la dose totale à laquelle la population est exposée. Il importe toutefois de noter que le Comité consultatif de la radioprotection de la CCEA a recommandé récemment qu'en calculant les doses collectives ou doses totales de la population, les doses individuelles de moins de 10 microsieverts par an (environ 5 p. 100 de la dose de rayonnement de source naturelle à laquelle tout le monde est exposé en moyenne chaque année) devraient faire partie d'une catégorie à part et ne devraient pas être additionnées aux doses individuelles plus élevées. Cette recommandation reflète le degré moindre de préoccupation quant aux risques pour la santé associés à de telles doses jugées négligeables, malgré le fait que l'hypothèse de relation linéaire sans seuil est estimée exacte [ACRP-18 1996].

De nombreux rapports ont été publiés dans lesquels on présente des données sur l'exposition en milieu de travail à de faibles doses de rayonnement bien mesurées, les plus importants faisant état d'observations détaillées du travail sous rayonnements dans l'industrie nucléaire : CIPR [1994], Kato et Cardis [1994] et Kendall et coll. [1992]. L'étude menée par la CIPR est la plus importante étude sur les risques de cancer associés à l'exposition en milieu de travail; elle porte sur plus de 90 000 personnes qui travaillent dans l'industrie nucléaire au Canada, aux États-Unis et au Royaume-Uni. Cette étude n'a pas permis d'établir un risque de cancer évident à faibles doses et elle est donc peu utile pour faire des déductions quant aux risques associés à l'exposition aux rayonnements ambiants [Cardis et coll., 1996].

On a tenté d'établir directement le risque à partir de populations exposées à de faibles doses, notamment l'exposition au radon dans les maisons [Létourneau et coll., 1994; Alavanja et coll., 1994; Pershagen et coll., 1994; Lubin et coll., 1994; ACRP-18 1996)]. Malgré qu'il soit difficile d'établir clairement les risques de cas excédentaires de cancer du poumon à partir d'études sur la population en général (Lubin et Buice, 1997), le rapport du BEIR-VI (1998) conclut, d'après des considérations radiobiologiques et l'étude de mineurs exposés à des doses élevées de radon, qu'environ dix à quinze pour cent des cancers du poumon dans la population en général seraient attribuables à l'exposition au radon dans les maisons.

3.2 Agents chimiques

Les risques associés aux agents chimiques sont généralement répartis en deux catégories : le cancer et les autres risques pour la santé (notamment les effets génésiques, neurologiques ou comportementaux). Le rapport traite essentiellement des effets cancérogènes, mais certains effets non cancérogènes sont mentionnés aux fins de comparaison.

3.2.1 Effets biologiques des substances chimiques cancérogènes

Les données sur les effets de l'exposition aux agents chimiques proviennent surtout des études toxicologiques sur des animaux et, parfois, d'études épidémiologiques de populations humaines. On estime que tant la voie d'exposition que l'activation enzymatique seraient des déterminants majeurs du foyer de carcinogenèse. En évaluation du risque de cancérogénicité, tous les cancers reçoivent généralement une pondération équivalente. Cela est dû au fait que les cancers observés chez des animaux ne se manifestent pas nécessairement sous la même forme pour notre espèce.

Les agents chimiques *génotoxinogènes* sont les substances qui peuvent altérer le matériel génétique (ADN) présent dans toutes les cellules vivantes, possédant ainsi la capacité de provoquer un cancer, des troubles héréditaires et des anomalies de l'embryon en cours de développement. La cancérogénicité des divers agents chimiques génotoxinogènes varie selon le niveau et la voie d'exposition, la puissance de la substance et les organes cibles. Les agents chimiques peuvent être directement génotoxinogène dans leur forme originelle (par ex. l'oxyde d'éthylène, les agents alkylants) ou peuvent le devenir après leur biotransformation en métabolite réactif (par ex. les hydrocarbures aromatiques polycycliques). Les effets cancérogènes de certains agents chimiques sur l'espèce humaine et les animaux de laboratoires sont semblables à ceux des rayonnements ionisants.

Les agents cancérogènes non génotoxinogènes (ou épigénétiques) peuvent provoquer un cancer sans interagir directement avec l'ADN. Par exemple, les agents chimiques cytotoxiques (toxique pour les cellules vivantes) peuvent provoquer une régénération cellulaire compensatrice et une augmentation du rythme de multiplication cellulaire. La multiplication cellulaire peut accroître le risque de perturbations endogènes (prenant naissance dans le corps) de l'ADN pendant la division cellulaire, ou la prolifération de cellules précancéreuses ayant déjà subi une mutation ou plusieurs. Les agents chimiques cancérogènes non génotoxinogènes peuvent aussi influer sur le système hormonal des personnes exposées, ou encore entraîner une rupture des échanges de cellule à cellule. Tandis que les substances chimiques génotoxinotènes peuvent altérer l'ADN même aux plus faibles concentrations, on estime que les agents non génotoxinogènes ont un seuil critique au-delà duquel se manifestent des effets nocifs [Scientific and Organising Committee, 1991; International Expert Panel on Carcinogen Risk Assessment, 1996].

3.2.2 Évaluation quantitative des risques associés aux agents chimiques

Les données relatives à l'incidence de cancer dans les populations humaines comme conséquence de l'exposition à des agents chimiques sont parfois obtenues au moyen d'études épidémiologiques de l'exposition en milieu de travail, notamment des personnes travaillant à la distillation de la bêta-naphthylamine ou à l'extraction et au traitement de l'amiante. Ces données, ainsi que les prévisions d'exposition, constituent des outils importants d'évaluation des risques associés aux agents chimiques cancérogènes en milieu de travail. Il n'existe généralement aucune étude ou donnée du même ordre appliquées à l'ensemble de la population.

La plupart des estimations du risque de cancer associé à l'exposition à de faibles doses de substances chimiques découlent nécessairement, en l'absence de données directes

portant sur notre espèce, d'études toxicologiques sur des animaux de laboratoire. Ces études consistent habituellement dans l'exposition chronique prolongée d'animaux de laboratoire (des rats et des souris, par exemple) à deux ou trois doses différentes de la substance étudiée [NRC, 1993]. La dose la plus élevée est habituellement la dose maximale qui ne cause pas d'autres problèmes de santé graves aux animaux en question et que l'on appelle la «dose maximale tolérée». La fréquence des cancers provoqués par ces divers niveaux d'exposition est généralement exprimée au moyen d'une courbe dose-effet selon l'hypothèse de relation linéaire sans seuil, comme dans le cas des rayonnements ionisants. On trouvera dans un certain nombre de publications une discussion détaillée de cette hypothèse [Zeise et coll., 1987; Bailer et coll., 1988; McClellan, 1994 et 1995].

L'extrapolation du risque de cancer des données animales aux populations humaines s'obtient à l'aide d'un certain nombre d'hypothèses prudentes. En règle générale, ces extrapolations sont fondées sur la limite de certitude dépassant 95 p. 100 de l'adéquation linéaire aux données expérimentales, plutôt que sur la meilleure adéquation linéaire. Les données sur la vitesse de métabolisation et d'élimination des substances chimiques chez diverses espèces animales et dans les populations humaines sont intégrées à ces extrapolations s'il y a lieu. Cette méthode d'intégration des incertitudes permet de s'assurer que le degré de risque sera probablement en deçà des critères servant de référence en gestion du risque et que, dans bien des cas, il pourrait être bien inférieur.

Il est possible de faire une évaluation numérique des risques de cancers attribuables à l'exposition aux agents chimiques cancérogènes trouvés en faibles concentrations dans l'environnement, mais on doit interpréter et utiliser de telles évaluations avec prudence. Cela est dû principalement aux incertitudes considérables associées à l'extrapolation des données sur les substances chimiques à de faibles doses. Dans le but de caractériser les risques de cancer associés aux *substances d'intérêt prioritaire* en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), des évaluations quantitatives du pouvoir cancérogène des substances sont comparées à l'exposition estimée de la population en général au Canada [Meek et coll., 1994b]. Le pouvoir cancérogène est exprimé en concentration ou dose provoquant une hausse de 5 p. 100 de l'incidence des tumeurs ou des mortalités. Les indicateurs qui en résultent sont ensuite classifiés selon un ordre de priorité élevé, moyen ou faible, en vue de mesures ultérieures relativement aux autres substances sans seuil.

Les résultats de la comparaison des expositions avec les évaluations quantitatives du pouvoir cancérogène de *quatorze* composés (ou groupements) estimés cancérogènes dans la première *Liste des substances d'intérêt prioritaire* en vertu de la LCPE fournissent des renseignements sur l'ampleur des risques associés à certaines substances chimiques cancérogènes données présentes dans l'environnement au Canada. Dans le cas de sept des quatorze composés, en tenant compte de tous les modes d'exposition des Canadiens, les indices de cancérogénicité étaient élevés (risque à vie de plus d'un sur cent mille). Dans trois autres cas sur quatorze, les valeurs étaient modérées (risque à vie d'un sur dix millions à un sur cent mille). Dans les quatre autres cas, les valeurs étaient faibles (risque à vie de moins d'un sur dix millions) (tableau 1).

L'évaluation des risques associés à l'exposition à un mélange de substances chimiques est toujours aux premiers stades de développement. La majorité des évaluations des risques de cancer résultent des essais de toxicité sur des animaux exposés à des substances cancérogènes données, souvent par un seul mode d'exposition. Toutefois, des interactions entre agents chimiques peuvent se produire de diverses manières et influer sur l'absorption, la répartition, la biotransformation et l'élimination, ainsi que provoquer des transformations moléculaires et cellulaires, pouvant entraîner des effets toxiques. Les effets de l'exposition à des mélanges peuvent simplement s'additionner, ou être synergétiques, ou encore être moindres ou antagonistes [NCRP, 1989]. Par conséquent, les méthodes d'évaluation des risques associés aux agents chimiques ne font pas l'objet actuellement d'une démarche unique globale comme celle appliquée à l'évaluation des risques associés aux rayonnements ionisants.

Dernièrement, on a mis au point un coefficient d'équivalence toxique s'appliquant à certaines familles de substances chimiques dans lesquelles les mécanismes de cancérogénèse sont jugés semblables, par exemple la dioxine et le dibenzofuranne, les BPC à structure coplanaire et les

Tableau 1. Indices de cancérogénicité des composés figurant sur la première liste des substances d'intérêt prioritaire en vertu de la LCPE

Indice de puissance d'exposition élevé (risque à vie > 10^{-5})	Indice de puissance d'exposition moyen (risque à vie > 10^{-7} à < 10^{-5})	Indice de puissance d'exposition faible (risque à vie < 10^{-7})
Arsenic et ses composés Benzène Cadmium inorganique (inhalation) Chromium VI (inhalation) Hexachlorobenzène Nickel oxydé, sulfuré et soluble 5 HAP	Dichloroéthane-1-2 Dichlorométhane (modèles pharmacocitétiques modifiés) Trichloroethylène	Fibre céramique réfractaire Benzidine Éther di(chlorométhylique) et éther de chlorométhyle et d'éthyle Dichlorobenzidine-3-3

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ces coefficients permettent de convertir les concentrations de différents membres d'une famille de composés en concentration équivalente en terme de toxicité en puissance, de sorte que la toxicité globale d'un mélange contenant ces substances puisse être évaluée et comparée à divers mélanges [Krewski et coll., 1989; US EPA, 1993; Safe, 1990]. Un accord international a été conclu au sujet d'un plan de coefficients d'équivalence toxique des dioxines et des dibenzofurannes, lequel a servi à l'élaboration de normes environnementales au Canada [OTAN/CDSM, 1989]. En outre, bien qu'à une moindre échelle, des méthodes fondées sur la cancérogénicité relative ont été élaborées pour des sous-familles d'hydrocarbures aromatiques polycycliques présentes dans l'environnement en général [Meek et coll., 1994a].

3.2.3 Autres effets toxiques

Toute substance chimique non cancérogène peut être toxique lorsque les concentrations sont suffisamment élevées. Cet énoncé s'applique également aux éléments nutritifs chimiques, par exemple la vitamine D et les minéraux [CIME, 1996]. Cependant, aucun effet nocif n'est généralement observé en deçà d'une dose seuil donnée. L'exposition aux substances chimiques peut avoir des effets graves, mais non malins, qui sont généralement classés dans les grandes catégories suivantes : maladies spécifiques d'organes, troubles neurologiques ou modification du comportement, effets sur l'appareil reproducteur ou le développement et immuno-réactions. Ces effets peuvent varier selon le dosage, la voie d'exposition (digestive, pulmonaire ou cutanée), la fréquence et la durée d'exposition, l'état psychologique ainsi que le sexe et l'âge de la population exposée. Les effets toxiques résultant de l'exposition aux agents chimiques peuvent être brefs ou prolongés, réversibles ou irréversibles, immédiats ou tardifs. La nature, la gravité, l'incidence et la prévalence de ces effets dans les populations exposées aux substances chimiques augmentent généralement, selon la dose, au-delà d'un certain seuil d'exposition.

Les effets toxiques peuvent se manifester après soit une exposition aiguë à de fortes concentrations, soit une exposition chronique à des concentrations généralement plus faibles. Certains exemples comprennent l'hypersécrétion muqueuse ou la maladie respiratoire obstructive résultant de l'exposition chronique aux particules minérales, ainsi que les troubles neurologiques ou comportementaux consécutifs à l'exposition chronique aux métaux lourds. Par exemple, les affectations neurologiques dont souffre la population autochtone de Grassy Narrows en Ontario ont été associées à des concentrations élevées de composés organiques de mercure chez la population autochtone en provenance de leur alimentation élevée en poisson; cependant, de nombreux facteurs confondants ont empêché l'établissement d'un diagnostic confimé d'empoisonnement au méthylmercure (Wheatley, 1979).

La limite admissible d'effets non malins consécutifs à l'exposition à des agents chimiques est généralement obtenue à partir d'observations tirées d'études sur des animaux de laboratoires et d'enquêtes épidémiologiques, pondérées par un coefficient d'incertitude. Les coefficients d'incertitude ou de sécurité sont appliqués au cas par cas et dépendent essentiellement de la qualité de la base de données. Ils peuvent varier légèrement d'un programme ou d'un organisme de réglementation à un autre.

Certaines substances chimiques peuvent provoquer de l'hypersensibilité; ces effets ne sont pas reliés à la dose, mais sont plutôt déclenchés par le système immunitaire. Des réactions d'hypersensibilité de type immédiat se manifestent dans les 12 heures suivant l'exposition. L'anaphylaxie, qui peut provoquer la mort si elle n'est pas traitée, et l'urticaire en sont des exemples connus. Les réactions d'hypersensibilité retardée se produisent de 24 à 48 heures après l'exposition. Un exemple de ce type de réaction est la pneumonie d'hypersensibilité provoquée par l'exposition à des agents chimiques comme le béryllium. Les méthodes de gestion du risque en matière d'hypersensibilité ne sont pas bien développées; la gestion de ce risque est individiduelle et est assumée par le médecin traitant.

3.3 Agents microbiologiques

Tout comme les rayonnements et les contaminants chimiques, les agents microbiologiques présents dans les aliments et l'eau potable peuvent constituer un risque pour la santé. Ces agents sont les bactéries, les protozoaires, les virus et les champignons. La plupart sont inoffensifs et ont souvent des effets bénéfiques, mais un grand nombre peuvent causer des maladies et la mort. Les risques d'origine microbiologique sont des facteurs importants de maladie humaine lorsque les mécanismes de lutte sont inadéquats. Malgré cela, les méthodes d'évaluation du risque n'ont commencé que tout récemment à se développer pour les agents microbiologiques d'origine alimentaire et les autres risques biologiques. Les agents microbiologiques sont habituellement mesurés selon le nombre d'organismes présents dans un échantillon donné.

La prise en considération de l'évaluation des risques microbiologiques présents dans les aliments et dans l'eau est pertinente au présent rapport, car les mesures de lutte contre les agents microbiologiques peuvent provoquer en retour une hausse des risques chimiques à long terme. Citons les exemples suivants :

- la chloration de l'eau alimentant les agglomérations dans le but de limiter les agents microbiologiques produit des agents cancérogènes dans l'eau, notamment des chlorométhanes (chloroforme et tétrachlorométhane, par ex.);
- l'ajout de nitrite de sodium à la viande pour lutter contre *Clostridium botulinum*, qui produit une toxine responsable du botulisme d'origine alimentaire, entraîne la formation ultérieure de nitrosamines cancérogènes.

Pour en arriver à une protection optimale de la santé publique, il est essentiel d'obtenir un équilibre approprié entre la nécessité de lutter contre les bactéries pathogènes et celle de limiter la présence de substances chimiques de désinfection cancérogènes dans les aliments et l'eau de consommation.

En plus des maladies se manifestant peu de temps après l'exposition ou l'infection, la gestion du risque doit porter également sur les agents pathogènes susceptibles de déclencher des maladies chroniques graves, notamment le syndrome de Guillain-Barré, les arthritides réactionnelles et la toxoplasmose congénitale. Ces effets documentés, souvent permanents chez des sujets par ailleurs en santé, doivent être évalués en contexte avec les effets aigus des risques microbiologiques.

Les effets nocifs peuvent résulter soit d'une *intoxication*, soit d'une *infection*. L'intoxication est causée par la production de toxines provoquant des symptômes allant d'effets légers et temporaires à de graves intoxications pouvant avoir des conséquences à long terme ou même mortelles. L'infection est causée par l'exposition à des bactéries, des virus ou des parasites capables d'infecter l'organisme hôte et de provoquer une réaction pathologique.

Dans de rares cas, les micro-organismes sont directement associés à la carcinogenèse. Il a été reconnu dernièrement que les cas de gastrite, de maladie ulcéreuse gastrique et duodénale, de carcinome gastrique et de lymphome gastrique primitif à cellules β sont associés à des infections gastro-intestinales causées par la bactérie *Helicobacter pylori* [Blaser et coll., 1995]. Il a été proposé que l'élimination de l'infection à *H. pylori* pourrait prévenir la plupart des cancers de l'estomac et de lymphomes gastriques primitifs [Graham, 1994]. Une alimentation convenable, comportant des fruits et légumes frais, conjuguée à une réduction des taux d'infection à *H. pylori*, pourrait éventuellement entraîner une réduction des cancers de l'estomac dans la population en général. D'autres exemples d'agents microbiologiques pouvant provoquer le cancer sont l'aflatoxine, produite par un champignon se développant dans les arachides et certains autres aliments, et le virus de l'hépatite B, répandu dans certaines parties du monde.

L'évaluation des risques associés aux agents pathogènes microbiologiques présente des défis particuliers. Les méthodes d'évaluation des risques associés aux bactéries d'origine alimentaire sont compliquées en raison de facteurs résultant des méthodes de production, de traitement, d'entreposage et de préparation des aliments pour la consommation. Ces méthodes peuvent présenter des différences importantes selon la culture et la région géographique.

Dans bien des cas, on ne dispose pas de données suffisantes pour appuyer l'évaluation quantitative des risques associés aux bactéries pathogènes d'origine alimentaire. Par défaut, l'approche qualitative de caractérisation du risque pourrait être la seule solution possible. Cette démarche est déterminée par l'expérience relative à un aliment donné, les connaissances sur l'écologie des pathogènes, les données épidémiologiques ainsi que le jugement des spécialistes en ce qui concerne les risques associés à la production, au traitement, à l'entreposage et à la préparation des aliments pour la consommation.

4. Gestion du risque

On entend par gestion du risque le processus où l'on utilise, entre autres facteurs, les résultats de l'évaluation du risque pour choisir et mettre en œuvre une ou plusieurs stratégies afin de neutraliser ce risque. Les critères utilisés en gestion du risque sont fixés non seulement en fonction de l'ampleur du risque, mais aussi de facteurs techniques, économiques et socio-politiques. Au Canada, la notion de risque *acceptable* associé aux rayonnements et aux agents chimiques ou microbiologiques ne fait pas l'unanimité. L'*acceptabilité* du risque est souvent déterminée par les jugements portés sur certains facteurs, par exemple la force de la preuve scientifique, la nature, la portée et la gravité du danger telles qu'on les a déterminées au cours des évaluations, le degré de préoccupation du public, les avantages apportés par la substance, le produit ou le procédé, le coût et la faisabilité de la réduction des expositions et les politiques des organismes de réglementation qui définissent les limites des risques *acceptables*. En outre, il est indispensable de consulter les parties intéressées pour déterminer à titre provisoire le risque résiduel *acceptable* une fois qu'on aura mis en place des défenses ou des mesures pour réduire ce risque. Les différentes positions adoptées dans notre société sont si tranchées qu'il est souvent difficile de se prononcer sur ce qui est un risque *acceptable* ou tolérable. Au Canada, le poids accordé aux différents facteurs qui interviennent dans les décisions prises en matière de gestion du risque dépend du contexte dans lequel ces décisions doivent être prises, et notamment de l'analyse du programme législatif en vigueur.

Si un risque de cancer est jugé *important* ou *inacceptable*, il est généralement de mise de prendre des mesures pour le réduire ou le supprimer. Par contre, le risque *de minimis* ou *essentiellement négligeable* est si infime qu'il ne nécessite aucun remède. Les risques jugés *insignifiants* ou *acceptables* ne sont toutefois pas nécessairement *de minimis* ou *négligeables* [Sadowitz et Graham, 1994].

Le gouvernement fédéral est compétent en matière d'activités jugées d'intérêt national, interprovincial ou international et c'est à lui qu'il revient d'établir des normes minimales pour protéger la santé de la population canadienne et l'environnement. Quant aux gouvernements provinciaux et territoriaux, ils sont responsables de la santé et de la sécurité de leurs citoyens; compétents en matière d'industries installées à l'intérieur de leurs frontières, ils doivent fixer les normes provinciales de santé et les faire appliquer. En général, ces normes ne peuvent être moins strictes que les normes fédérales.

L'approche empruntée en gestion du risque prend généralement la forme d'une réglementation à la source ou aux points d'utilisation ou de stratégies éducatives, et est du ressort du gouvernement fédéral et des gouvernements provinciaux. Les mesures législatives, techniques et procédurales ne sont parfois pas les mêmes pour la réglementation à la source et la réglementation aux points d'utilisation. Quant aux outils de gestion, il s'agit notamment des normes, des limites et des règlements exécutoires en vertu de la loi, ainsi que des objectifs opérationnels, des lignes de conduite ou des buts visés par la réglementation à la source et aux points d'utilisation, qui ne sont pas exécutoires. Les stratégies de réglementation à la source limitent le risque pour la santé humaine en soumettant l'industrie ou le procédé en question à des règlements ou à des critères d'exploitation. Les critères qui régissent le rejet de polluants chimiques dans l'environnement sont principalement fixés par les autorités provinciales, encore que le gouvernement fédéral ait une certaine compétence en la matière en vertu de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) et de ses règlements d'application. La réglementation des émissions radioactives des établissements nucléaires est entièrement du ressort du palier fédéral.

Si les stratégies de réglementation à la source visent expressément chaque source, celles qui réglementent les points d'utilisation portent sur la contamination de l'air, des aliments et de l'eau potable par toutes les sources de pollution. Les doses de polluants maximales admises sont établies de concert par les gouvernements fédéral et provinciaux et s'appliquent en plus, mais indépendamment, des mesures de réglementation à la source. Ces normes ne constituent pas une autorisation de polluer jusqu'à concurrence des valeurs maximales, mais des plafonds sous lesquels il y aurait lieu de maintenir les doses réelles. Nous parlerons de cette démarche dans la suite du rapport, dans le contexte des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* [Santé Canada, 1996].

On peut adopter des stratégies éducatives pour informer le public dans les cas où des risques éventuellement plus grands

peuvent exister. L'information transmise peut prendre la forme d'avis de pollution atmosphérique ou de suggestions quant à la consommation limitée de certains types d'aliments, par exemple le poisson de sport [MEEO, 1995a]. De manière générale, la réglementation à la source et la réglementation aux points d'utilisation sont les stratégies les plus importantes en gestion du risque chimique et radiologique.

On trouvera à l'annexe C un aperçu des responsabilités de la Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) et de Santé Canada en gestion du risque.

4.1 Rayonnements ionisants

4.1.1 Théorie

Si l'utilité des rayonnements dans les domaines médicaux et scientifiques a été reconnue peu après la découverte des rayons X en 1895, les effets nocifs qu'on ne cessait de leur attribuer ont imposé l'adoption de règles de sécurité de base. Ainsi donc, dès l'instant où l'on a commencé à utiliser ces sources, on a élaboré parallèlement des stratégies de réduction des risques radiologiques en partant du principe qu'il fallait trouver un juste milieu entre les dangers et les avantages de ces rayonnements et les techniques émettrices. Ces stratégies ont évolué depuis un siècle car on connaît de mieux en mieux les caractéristiques dose-réponse, les risques et les avantages des techniques émettrices et le fond naturel de rayonnement, qui est inévitable. Dans les circonstances normales, les méthodes de radioprotection s'intéressent avant tout à la réglementation à la source.

Au Canada, comme d'ailleurs dans la plupart des pays du globe, le système de protection contre les effets des rayonnements ionisants repose sur les recommandations de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Créé en 1928, cet organisme a d'abord eu pour mandat d'étudier le volet sécurité de la radiologie médicale. Étant donné l'utilisation généralisée des rayonnements hors des sphères médicales, ce mandat s'est élargi en 1950. Les membres de la CIPR et de ses comités sont choisis en raison de leur expertise reconnue dans les domaines de la radiologie médicale, de la radioprotection, de la physique, de la science de la protection contre les rayonnements, de la biologie, de la génétique, de la biochimie et de la biophysique. La doctrine de gestion du risque recommandée par la CIPR s'articule autour de la réglementation à la source des dangers posés par les installations nucléaires.

À l'origine, les recommandations de la CIPR étaient fondées sur la prévention des effets nocifs observables chez les radiologistes, par exemple les rougeurs cutanées. La Commission recommanda des doses de tolérance en partant de l'hypothèse que ces effets étaient soumis à une valeur seuil. Les effets tardifs ne furent pas immédiatement constatés en raison de la longue période de latence entre l'exposition aux rayonnements et l'apparition d'un cancer.

La théorie de la radioprotection devait changer radicalement, comme en fait foi la publication 2 de la CIPR [CIPR, 1960], où l'on présumait que les principaux effets à prévenir étaient les lésions génétiques. L'hypothèse d'un seuil zéro eu égard aux effets génétiques et cancérogènes aboutit à une prescription de base, à savoir qu'il ne devait pas y avoir d'exposition artificielle si l'on n'en escomptait pas un avantage. En 1977, la CIPR remania ses recommandations en matière de sécurité contre les rayonnements après avoir observé pendant une longue période les effets des rayonnements chez les Japonais qui avaient survécu à l'explosion atomique et constaté notamment l'absence d'effets génétiques observables. Dans la publication 26 [CIPR, 1977], le cancer était considéré comme le principal effet à éviter. On y déclarait également que les différents tissus et organes corporels ne présentaient pas tous la même vulnérabilité au cancer radio-induit. Cette constatation aboutit au concept de dose effective et à la recommandation d'une dose effective maximale exprimée sous forme de dose limite annuelle égale à la somme de la dose de rayonnement externe et de la dose de dépôt interne de radionucléides [Cember, 1996]. Les critères adoptées pour la dose effective maximale reposaient sur des évaluations quantitatives des risques et les comparaisons avec les risques non radiologiques considérés comme acceptables par la société.

La publication 60 de la CIPR [1991] recommanda, pour l'exposition en milieu de travail et l'exposition du public, de nouvelles doses limites, fondées elles aussi sur l'étude, toujours en cours, des Japonais qui avaient survécu à la bombe. Un cadre complet de radioprotection est exposé dans cette publication; son but est de prévenir les effets précoces et de maintenir les risques de cancers radio-induits et de troubles génétiques graves à des niveaux jugés acceptables pour la société. On peut résumer comme suit les trois principes de base de la radioprotection que recommande la CIPR [1977 et 1991] :

Justification : Aucune technique entraînant l'irradiation ne devrait être adoptée si elle n'engendre pas pour les individus exposés ou la société assez d'avantages pour compenser le préjudice radiologique qu'elle cause.

Optimisation : Pour chacune des sources de rayonnement mises en jeu dans une technique, il y a lieu de maintenir au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre les doses individuelles, le nombre de personnes exposées et la vraisemblance des expositions subies, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux (principe de l'exposition la plus faible qu'on puisse raisonnablement atteindre, ou principe ALARA).

Limitation des doses : L'exposition à laquelle la conjugaison de toutes les pratiques pertinentes soumet les individus devrait être assujettie à des doses limites. Celles de la CIPR sont fixées de telle sorte que l'exposition prolongée à une dose à peine supérieure à la limite serait inacceptable dans toutes les acceptions du terme raisonnable.

Le système de limitation des doses vaut pour toutes les expositions attribuables à toutes les pratiques réglementées. Les doses limites recommandées ne s'appliquent pas à l'irradiation que subissent les patients au cours d'un diagnostic ou d'un traitement médical, les personnes qui procèdent à une opération de sauvetage en cas d'urgence ou la population du fait des sources naturelles.

Avant ses recommandations de 1990, la CIPR faisait reposer les doses limites auxquelles le public pouvait être

exposé par suite des techniques émettrices réglementées sur l'acceptabilité d'un risque mortel de 10 à 50 fois plus faible que celui couru en milieu de travail, le chiffre exact variant selon qu'on envisageait l'exposition d'une année ou celle d'une vie entière. La CIPR déclarait qu'un risque situé entre un sur un million (10^{-6}) et un sur cent mille (10^{-5}) par an serait vraisemblablement acceptable pour n'importe quel membre du public [CIPR, 1977]. Les limites professionnelles étaient fixées de telle sorte que le risque radiologique correspondant ne soit pas supérieur à celui de mort accidentelle dans d'autres secteurs d'industrie non associés aux rayonnements ni supérieur à un sur cent mille (10^{-3}) par an.

Cette optique de la limitation des doses se modifia en 1990 pour tenir compte, non seulement du risque mortel, mais aussi des situations non mortelles. En outre, la CIPR estima qu'il était difficile d'évaluer l'acceptabilité du risque pour l'exposition du public de la même manière que pour l'exposition en milieu de travail. Par conséquent, pour décider des nouvelles doses limites eu égard au public, la CIPR a tenu compte du concept de risque *acceptable* et des variations de dose d'origine naturelle. Le fait qu'une technique humaine émettrice provoque des doses faibles en comparaison de la dose naturelle ne sous-entend pas automatiquement que la technique se justifie, mais que le risque total couru par l'individu exposé aux rayonnements n'est pas sensiblement modifié [CIPR, 1991]. La dose annuelle d'origine naturelle, y compris l'exposition au radon, est d'environ 2 mSv.

C'est à partir de ces jugements que la CIPR recommande des doses limites de 20 mSv par an en moyenne sur une période de cinq ans pour ce qui est de l'exposition en milieu de travail et de 1 mSv par an pour ce qui est de l'exposition du public par suite de toutes les pratiques émettrices réglementées. La dose limite pour le public est approximativement égale à la moitié de l'exposition moyenne aux rayonnements d'origine naturelle et considérablement plus faible que la plage des variations normales de l'exposition aux rayonnements naturels.

À une exposition de 1 mSv, le risque total de cas excédentaires de radiocancers mortels d'origine anthropique, de cancers non mortels pondérés et de troubles héréditaires cumulés pour toutes les générations futures serait d'environ sept pour cent mille. La CIPR a déclaré que l'exposition prolongée pendant des années à la dose limite recommandée ou aux alentours était inacceptable.

Si l'on édicte des doses limites, c'est pour que personne ne soit exposé à des risques radiologiques considérés comme inacceptables dans les circonstances normales, quelles qu'elles soient. Au Canada, les pratiques de conception, de fabrication et d'exploitation maintiennent les doses maximales réelles auxquelles la population est exposée bien en deçà des doses limites légales fixées par la CCEA. Ces pratiques sont considérées, dans l'interprétation qui leur est donnée, comme réalisant l'intention du principe ALARA [CCEA, C-129, 1994], même si l'on n'a pas appliqué le principe ALARA aussi rigoureusement que le recommandent les comités consultatifs (CC) de la CCEA [CC-2, 1991].

La CIPR, l'*U.S. EPA Science Advisory Board* (conseil consultatif scientifique de l'agence américaine de protection de l'environnement) [US EPA SAB, 1992], le comité mixte de la santé et de la sécurité de la Société royale du Canada et de L'Académie canadienne du génie [JCHS, 1993], les comités consultatifs de la CCEA [CC-2, 1991] et d'autres organisations, entre autres l'American Medical Association, ont recommandé de mettre en application le principe ALARA quand on compare les coûts aux avantages pour la santé. Les comités consultatifs de la CCEA estiment aussi qu'il faudrait inclure dans l'analyse en fonction du principe ALARA tous les risques attribuables à une installation nucléaire; toutefois, la CCEA ne possède peut-être pas l'autorité légale de réglementer les risques non associés aux rayonnements. Malgré les démarches différentes auxquelles le principe ALARA donne lieu et les difficultés que sa mise en application suscitera, les comités consultatifs croient que c'est ce principe qui permet le mieux de déterminer le risque acceptable en trouvant un juste équilibre entre les dangers, les coûts et les avantages.

Enfin, les comités consultatifs ont recommandé de considérer comme *de minimis* les doses de 0,01 mSv par an ou moins auxquelles les pratiques réglementées soumettent individuellement les membres de la population, car elles entraînent un risque négligeable pour la santé humaine [CC-1, 1990, CCSN-20, 1995]. À ce niveau, les expositions seraient sans danger et n'exigeraient pas d'autre mesure d'atténuation. Les groupes de radioprotection des États-Unis et d'autres pays ont recommandé des valeurs analogues.

4.1.2 Réglementation

Il existe au Canada, au palier fédéral comme au palier provincial, des lois qui régissent l'utilisation des substances radioactives, les dispositifs émetteurs de rayonnements et l'exposition aux rayonnements ionisants et qui s'appliquent généralement à la source. Au palier fédéral, les principaux instruments juridiques sont la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*[1] et la *Loi sur les dispositifs émettant des radiations* et leurs règlements d'application. La *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique* réglemente entre autres choses l'utilisation des matières radioactives et fissiles ou des procédés susceptibles d'intervenir dans une réaction nucléaire en chaîne. Cette loi est administrée par la CCEA, qui joue un rôle prépondérant dans la réglementation des installations nucléaires et l'utilisation des substances nucléaires. Nous allons étudier la Loi sous le rapport de l'industrie nucléaire. La *Loi sur les dispositifs émettant des radiations*, administrée par Santé Canada, se rapporte à certaines catégories de dispositifs émetteurs de rayonnements utilisés tant en milieu de travail (p. ex., appareils de radiographie, lasers, appareils à ultrasons à usage thérapeutique) qu'au foyer (p. ex., fours à micro-ondes, téléviseurs). Le rayonnement naturel n'est traité dans aucune de ces lois.

---

1. Le Parlement a adopté une nouvelle loi qui doit remplacer la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*. La nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaires*, qui tient compte des nombreux changements intervenus depuis l'année 1946 où la loi actuelle a été adoptée, n'était pas encore entrée en vigueur au moment de la publication du présent rapport.

Lois fédérales

La Loi sur le contrôle de l'énergie atomique

Les installations nucléaires réglementées par la CCEA en vertu de la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique* comprennent les réacteurs de puissance et les réacteurs de recherche, les mines, les usines et les raffineries d'uranium, les usines de fabrication de combustible nucléaire, les accélérateurs de particules à haute énergie, les usines d'eau lourde et les installations de gestion des déchets radioactifs. La CCEA est également chargée de la réglementation des isotopes radioactifs et du transport des matières radioactives (avec Transports Canada). Les trois principaux stades de l'octroi de permis d'installation nucléaire sont l'acceptation du site, l'approbation de la construction et la délivrance d'un permis d'exploitation. Le requérant est tenu à chaque stade de montrer que son installation peut être construite et exploitée sans risque inacceptable pour les travailleurs, la population et l'environnement. La CCEA contrôle l'installation et effectue des inspections pendant toute sa durée de vie pour s'assurer de sa conformité aux critères de l'octroi du permis. De plus, l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA) inspecte les centrales nucléaires de tous les états membres, dont le Canada, pour assurer le respect du Traité sur la non-prolifération des armes nucléaires. Dans le cas particulier d'Ontario Hydro, ce service public participe aussi au programme d'évaluation par les pairs proposé par l'Institute of Nuclear Power Operators des États-Unis. À la fin de la vie utile d'une installation, la CCEA doit approuver tous les plans de mise hors service.

Les limites imposées à l'exposition professionnelle et à celle du public sont énoncées dans les *Règlements de la CCEA* et mentionnées dans les permis délivrés par cette dernière. La dose limite actuelle des travailleurs sous rayonnements est de 50 mSv par an, mais la CCEA est en train d'adopter celle qui a été recommandée en 1990 par la CIPR, à savoir 20 mSv par an [CCEA, 1991]. Tous les travailleurs sous rayonnements du Canada sont tenus de porter des dosimètres pour contrôler la radioexposition annuelle et la radioexposition cumulée. Ces données sont actuellement versées au Fichier dosimétrique national tenu à jour par Santé Canada. D'après ce fichier, l'exposition professionnelle moyenne dans les centrales nucléaires de l'Ontario, par exemple, a été d'environ 0,6 mSv en 1994 [Ontario Hydro Nuclear, 1995a, Myers, 1996]. Cette moyenne représente approximativement 30 p. 100 de l'exposition annuelle moyenne aux rayonnements d'origine naturelle de la population canadienne dans son ensemble (environ 2 mSv par an). Cette exposition professionnelle correspond à un risque théorique total de quelque 0,12 cancer mortel par an [CIPR, 1991a] pour tous les travailleurs sous rayonnements d'Ontario Hydro, ces cancers apparaissant peut-être une vingtaine d'années après l'exposition, contrairement aux accidents mortels qui provoquent une perte humaine immédiate.

Le Fichier dosimétrique national, ajouté à la base de données sur la mortalité qui l'accompagne et aux fichiers sur l'incidence du cancer tenus par Statistique Canada, est une mine de renseignements utiles. On procède actuellement à des études épidémiologiques sur les corrélations entre les doses de rayonnement enregistrées dans le Fichier dosimétrique national, les causes de décès et l'incidence du cancer. Il n'existe pas de fichiers analogues pour les travailleurs exposés à des agents chimiques cancérogènes.

Dans le permis d'exploitation, la CCEA prescrit, pour limiter l'exposition du grand public, le plafond annuel des émissions radioactives que l'installation ne peut dépasser. Si elle fonctionnait pendant une année entière à ce niveau, l'installation exposerait les membres de la population la plus exposée, le groupe critique, à une dose maximale estimative égale à la dose limite prévue par la CCEA pour l'exposition du public. La nature du groupe critique dépend de l'installation. Par exemple, on pourrait partir de l'hypothèse que ce groupe réside à la périphérie du site et obtient toute sa nourriture et toute son eau des sources locales. Les limites d'émission de chaque radionucléide sont calculées d'après la théorie des modes d'exposition multiples. Actuellement, la dose limite légale qui régit toutes les émissions radioactives des installations nucléaires du Canada est de 5 mSv par an. La CCEA est en train d'incorporer dans ses règlements la limite recommandée en 1990 par la CIPR, à savoir 1 mSv par an.

En pratique, la CCEA précise que les rejets annuels des centrales nucléaires doivent représenter une petite fraction des plafonds annuels pour chacun des groupes de radionucléides. La dose reçue par un membre du groupe critique en raison du total des rejets radioactifs doit être inférieure à 0,05 mSv par an pour chacun des groupes de substances radioactives, le total ne devant pas dépasser 0,3 mSv par an pour tous les radionucléides combinés. Les doses maximales réelles auxquelles les centrales nucléaires exposent la population la plus à risque sont à peu près 30 fois plus faibles. Ces limites d'exploitation sont mentionnées pour la première fois dans le communiqué 73-1 de la CCEA [CCEA, 1973], où l'on nous signale « [...] l'intention du principal détenteur de permis de prendre toutes les mesures nécessaires pour maintenir les effluents en dessous de la limite de un pour cent fixée dans le permis ». L'objectif visé se justifiait par le principe ALARA, mais aucune analyse coûts-avantages n'avait été entreprise. Cet objectif avait été fixé d'après les dossiers d'exploitation de la centrale Pickering-A. Étant donné que selon ces dossiers les rejets radioactifs se situaient généralement en dessous de la limite de un pour cent, il semblait facile d'atteindre le chiffre de 0,05 mSv par an pour chaque groupe de radionucléides, ce qui explique qu'on l'ait choisi comme objectif. Ultérieurement, on adopta comme objectif d'exploitation en matière de rejets le chiffre de 0,05 mSv par an, devenu depuis une limite *de facto* [CCEA, 1994b]. Les normes de délivrance de permis, établies à une fraction de la dose limite légale, sont corroborées par les recommandations les plus récentes de la CIPR [1991] en matière de restriction des doses.

Il incombe au détenteur de permis d'administrer la preuve de sa conformité à la Loi et aux conditions du permis. Les émissions font l'objet d'une surveillance constante. Si ceux d'une semaine ou d'un mois donnés dépassent les niveaux d'exploitation spécifiés, le détenteur est tenu d'examiner les

méthodes et la conception de l'installation afin de déterminer les mesures qui pourraient s'imposer le cas échéant pour respecter les exigences annuelles en matière d'émissions. D'autres organismes, notamment les ministères provinciaux et Santé Canada, exercent indépendamment une surveillance réglementaire. Quand ils calculent les doses estimatives pour prouver leur conformité aux conditions du permis, les détenteurs doivent tenir compte de toutes les voies d'exposition possibles à une matière radioactive présente dans l'environnement (p. ex., absorption par inhalation d'air, absorption par voie cutanée, absorption par voie digestive dans les aliments ou l'eau), en partant d'hypothèses qui surestiment vraisemblablement les expositions réelles. Il s'agit ensuite d'additionner les doses reçues de chacune des différentes matières radioactives pour obtenir la dose individuelle totale ou la dose collective reçue par la population.

Outre qu'elle impose la gestion du risque entraîné par les activités normales des centrales nucléaires, la CCEA exige que le public soit convenablement protégé en cas d'urgence radiologique. Les centrales nucléaires sont équipées de systèmes de sécurité spéciaux dont l'unique fonction est de prévenir ou d'atténuer les accidents graves qui pourraient se traduire par des rejets radiologiques. La conception de ces systèmes de sécurité et d'autres systèmes apparentés repose sur le principe des barrières multiples. La CCEA exige que le rendement de ces systèmes en cas d'accident grave soit analysé avec prudence pendant la conception de l'installation afin qu'on puisse montrer avec un degré élevé de confiance que les doses que recevraient le public se situent à des niveaux acceptables [CCEA, 1995d]. Ces analyses doivent être actualisées au besoin quand on dispose de nouvelles données pendant la durée de vie de l'installation.

Les principaux détenteurs de permis sont également tenus de disposer d'un plan d'intervention sur place efficace en cas d'urgence et d'assurer en la matière la coordination avec la province, conformément aux exigences provinciales. Les plans d'intervention en cas d'urgence nucléaire hors centrale sont du ressort des provinces comme le souligne, par exemple, le *Plan d'intervention en cas d'urgence nucléaire* de l'Ontario et la *Loi sur les mesures d'urgence* de cette même province. Ces plans sont soutenus par le *Plan d'intervention fédéral en cas d'urgence nucléaire*, administré par Santé Canada.

Enfin, les détenteurs de permis doivent respecter tous les autres règlements fédéraux et provinciaux pertinents en matière de rejets non radioactifs. Par exemple, en Ontario, les principaux textes de référence sont la *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario* et la *Loi sur la protection de l'environnement* de l'Ontario et leurs règlements d'application. Ces lois ne s'appliquent pas aux émissions radioactives des installations réglementées par la CCEA; toutefois, les limites d'émission ou les limites de qualité du milieu ambiant s'il s'agit de substances non radioactives visées par ces lois sont incluses s'il y a lieu dans les permis octroyés par la CCEA et sont par conséquent régies par elle.

La Loi sur les dispositifs émettant des radiations

La *Loi sur les dispositifs émettant des radiations* s'applique à tous les dispositifs qui émettent des rayons X ou des rayonnements non ionisants en milieu de travail et en milieu clinique ou sont réservés à l'usage personnel. Les règlements adoptés aux termes de cette loi précisent les normes de sécurité minimales en matière de conception, de construction, d'étiquetage et de publicité des dispositifs ou de leurs composants. Les normes s'appliquent aux dispositifs aux points de vente et ont trait au rendement de ces dispositifs eu égard à la fonction qu'ils doivent remplir et à leur mode de fonctionnement.

Lois provinciales

La surveillance de l'utilisation des appareils émetteurs de rayonnement est du ressort des provinces, qui réglementent et contrôlent l'exposition qui peut découler de ces appareils (mais non des matières radioactives), ainsi que les activités relatives au cycle des combustibles non nucléaires qui suscitent une exposition professionnelle aux radionucléides. Certaines provinces, comme la Saskatchewan, ont rédigé leurs propres instruments législatifs pour réglementer l'exposition aux rayonnements ionisants [CCEA, 1995b].

Les provinces édictent à l'égard des rayonnements des normes générales de qualité de l'environnement qui ne servent pas à réglementer les émissions des installations de compétence fédérale. Ainsi, les objectifs de l'Ontario en matière d'eau potable pour ce qui est des radionucléides servent à évaluer l'acceptabilité de l'eau fournie à la population ontarienne et sont exécutoires pour les organismes fournisseurs d'eau de consommation. Ces objectifs ne peuvent servir à réglementer les rejets des installations qui tiennent leur permis du gouvernement fédéral.

La *Loi sur la protection et la promotion de la santé* de l'Ontario confère aux médecins hygiénistes le pouvoir de fermer l'accès à l'eau de distribution dès que la santé publique est menacée. Les médecins hygiénistes s'inspirent des objectifs de l'Ontario en matière d'eau potable pour évaluer les risques pour la santé publique. Le ministère de la Santé de l'Ontario réglemente également en vertu de la même loi la radiothérapie.

La CCEA réglemente les expositions aux rayonnements admissibles pour les travailleurs des mines d'uranium, et les provinces les expositions aux rayonnements (essentiellement ceux du radon et de sa descendance radioactive) que reçoivent les ouvriers des mines autres que d'uranium (p. ex., les mines d'or). Les limites admissibles pour les travailleurs des mines autres que d'uranium en Ontario équivalent à peu près au quart de celles qui sont admises pour les travailleurs des mines d'uranium en vertu des règlements de la CCEA et à peu près au tiers de la dose limite recommandée par un comité fédéral-provincial canadien comme limite admissible pour le radon en milieu domestique [CIPR, 1993]. Dans certaines autres industries non nucléaires, il est possible que les travailleurs soient exposés au rayonnement des matières radioactives présentes à l'état naturel; c'est le cas dans la fabrication des engrais phosphatés. Aux termes de la *Loi sur la santé et la sécurité au travail* de l'Ontario, les employeurs sont

tenus d'imposer les précautions à prendre pour éviter les préjudices aux travailleurs. En pratique, les expositions sont faibles.

4.1.3 Exposition de la population

Divers comités scientifiques, entre autres le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), le Biological Effects of Ionizing Radiation Committee (BEIR) et le National Council on Radiation Protection and Measurements (NCRP), ont abondamment recensé les niveaux du fond naturel de rayonnement. Au Canada, la dose moyenne attribuable au rayonnement naturel est d'environ 2 mSv par an, ce qui comprend une moyenne pondérée selon la population pour la dose d'émanations de radon absorbée par inhalation. Les doses attribuables au rayonnement de fond varient cependant beaucoup, en partie parce que les concentrations mesurées de radon dans les foyers canadiens diffèrent énormément selon la région : on peut attribuer à l'exposition au radon et à ses produits de filiation des doses de 0,2 à 3.5 mSv ou plus par an [UNSCEAR, 1982, NCRP, 1987]. D'après certaines données, des personnes domiciliées dans le Nord canadien recevraient peut-être aussi des doses de radioactivité naturelle totales plus élevées en raison de la forte teneur en polonium 210 de certains aliments qu'elles consomment, par exemple la viande de caribou.

Une ligne directrice concernant le radon a été édictée en 1988 à l'intention des propriétaires par un groupe de travail fédéral-provincial placé sous les auspices de la Conférence des sous-ministres de la Santé. On y recommande de prendre des mesures correctives quand on constate que la concentration annuelle moyenne de radon dans une maison dépasse 800 Bq/m^3 (soit environ 14 mSv par an) dans la superficie habitable normale. Ce chiffre équivaudrait à un risque de cancer mortel d'à peu près 1 sur 15 pour l'exposition à vie à cette concentration, d'après les évaluations récentes de la CIPR [CIPR, 1993]. Étant donné qu'il existe un risque théorique quel que soit le niveau d'exposition au radon, la ligne directrice suggère aux propriétaires de réduire autant que possible la concentration de radon. Cette ligne directrice a été révisée et ré-adoptée en 1995. L'interprétation des mesures relevées dans les maisons et les avis aux propriétaires sont généralement du ressort des provinces.

Les doses de rayonnement attribuables à la thérapeutique et aux diagnostics médicaux, qui constituent un avantage appréciable pour les malades, peuvent représenter une source considérable d'exposition individuelle, qui semble atteindre en moyenne 1 mSv par an environ [ACRP, 1996a]. Quand on en calcule la moyenne pour toute la population, ces expositions sont inférieures à l'irradiation naturelle et bien supérieures à celles d'origine industrielle, comme nous le ferons remarquer dans la suite du rapport.

En moyenne, l'exposition du public entraînée par les sources réglementées représente une adjonction minime à l'irradiation d'origine naturelle et est sensiblement moindre que les variations de la dose de rayonnement naturel dans le pays. Les principaux participants à la dose totale émise par les réacteurs CANDU sont des gaz nobles radioactifs (krypton et xénon) et des congénères de l'iode rejetés dans l'atmosphère, du carbone 14 rejeté dans l'atmosphère et par la suite incorporé aux aliments et du tritium rejeté dans l'atmosphère et l'eau. D'après les modèles environnementaux et les données de surveillance réelle, les doses annuelles maximales estimatives reçues en 1994 par les membres de la population domiciliés à proximité des centrales nucléaires de l'Ontario étaient de l'ordre du 0,01 mSv [Ontario Hydro, 1995]. Compte tenu de la prudence des hypothèses utilisées dans ces modèles, les doses réellement absorbées sont sans doute plus faibles, et celles qu'a reçues la population plus éloignée des sites des réacteurs considérablement plus basses.

On a calculé les doses reçues par les membres les plus exposés de la population près des installations autorisées par la CCEA à partir de la teneur de divers milieux ambiants en radionucléides obtenue, soit directement sous forme de données de surveillance, soit indirectement sous forme de modèle de transfert dans l'environnement. Généralement parlant, si l'on se base sur des modèles prudents de transfert, les doses annuelles maximales estimatives reçues par une personne fictive résidant à proximité de différentes installations du cycle du combustible nucléaire se situent dans la plage de :

- 0,0025 à 0,2 mSv pour les installations de raffinage et de conversion d'uranium
- 0 à 0,17 mSv pour les usines de fabrication de combustibles
- 0,002 à 0,02 mSv pour les centrales nucléaires.

Peut-être les doses maximales calculées que reçoivent les membres de la population proche des usines de raffinage d'uranium et de fabrication de combustibles [CCEA, 1995] sont-elles trop grandes, car il n'existe pas de mesures des doses maximales réelles comme il y en a pour les centrales nucléaires de l'Ontario. On ne possède pas de données sur les doses pour les gens qui vivent dans le voisinage des mines d'uranium, mais la CCEA oblige les exploitants de ces mines à limiter les concentrations de polluants dans les effluents et à instaurer des programmes adéquats de surveillance de l'environnement.

Si l'on part des coefficients de risque de la CIPR, on peut calculer un risque théorique de cancer mortel pour divers niveaux d'irradiation du public. Par exemple, le nombre hypothétique de cancers mortels associé à la dose annuelle maximale estimative — 0,01 mSv — attribuable aux émissions des centrales nucléaires est de un sur deux millions. Par ailleurs, le risque associé à une dose de rayonnement naturel de 2 mSv par an est d'environ 1 sur 10 000 par an ou de 7 sur 1 000 pour l'exposition au cours de toute une vie de 70 ans. Il s'agit là de 2,5 p. 100 du risque total de cancer mortel observé au sein de la population canadienne en 1991 et en 1992 [Statistique Canada, 1993, 1995].

4.1.4 Résumé

En résumé, les risques associés à l'exposition aux rayonnements ionisants due aux pratiques réglementées sont limités grâce au système de radioprotection recommandé par la CIPR, mis en œuvre par le détenteur de permis et réglementé par la CCEA. Toutes les pratiques réglementées doivent

rapporter un avantage net à la société, être optimisées quant au rapport entre les avantages et les risques et inclure un système de limitation de la dose individuelle. Les doses limites recommandées par la CIPR et la CCEA sont considérées comme le plancher des niveaux inacceptables. Il ne faut pas les dépasser dans les circonstances normales, et les doses réelles devraient être aussi faibles que possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Les doses limites reçues par la population valent pour la somme de toutes les expositions dues à toutes les pratiques réglementées et se fondent sur un niveau de risque ainsi que sur les variations du rayonnement naturel. Dans la pratique, les doses maximales que reçoivent les membres de la population en général du fait des centrales nucléaires de l'Ontario sont d'environ 0,01 mSv par an ou approximativement 100 fois plus faibles que la limite légale recommandée, qui est elle-même plus basse que la variation des niveaux de rayonnement de fond au Canada.

4.2 Agents chimiques

4.2.1 Théorie

Pour gérer les risques associés aux agents chimiques, on est parti de l'hypothèse qu'il était possible de protéger complètement la santé publique. Cette hypothèse a vu le jour aux États-Unis au début du siècle à propos des additifs alimentaires. Dès les années 60, une formule d'équilibre entre les coûts et les avantages avait été adoptée pour les substances chimiques, mais on peut dire rétrospectivement qu'elle visait à ramener les risques à des degrés qui passeraient pour faibles selon presque tous les critères. Actuellement, dans les stratégies de gestion du risque, on accorde plus d'intérêt à la présence de sources naturelles de cancérogènes même si, pour de nombreux composés chimiques synthétiques, il n'existe pas de sources naturelles importantes.

L'idée que les caractéristiques dose-réponse puissent ne pas avoir de seuil pour certains agents chimiques a abouti en 1958 à la modification de la *Food, Drug, and Cosmetics Act* des États-Unis qui interdisait d'ajouter aux denrées alimentaires tout produit chimique susceptible de provoquer le cancer chez l'espèce humaine ou chez les animaux. On constata toutefois presque aussitôt qu'il était impossible d'assurer l'absence totale de cancérogènes dans la nourriture, d'autant plus qu'on était désormais capable de déceler de mieux en mieux des teneurs de plus en plus faibles de substances chimiques dans les aliments et que les cancérogènes présents à l'état naturel étaient abondants. L'U.S. Food and Drug Administration proposa donc de considérer que le cancérogène était à toutes fins pratiques absent de l'aliment si les risques, calculés selon l'hypothèse de relation linéaire sans seuil, étaient inférieurs à une valeur faible et bien déterminée.

La première *dose pratiquement sûre* proposée aux États-Unis devait avoir pour effet de limiter le risque de cancer à un sur cent millions (10^{-8}) pour toute une vie d'exposition [*cf.* Rodricks et coll., 1987]. Cette idée était liée à celle que si la population totale des États-Unis était exposée à la dose pratiquement sûre ou à une dose approximativement semblable, une ou deux personnes seulement seraient touchées parmi les quelque 150 millions d'habitants que comptaient alors les États-Unis. Peu après, on se rendit compte que ce critère imposait un fardeau presque intolérable aux organismes de réglementztion chargés d'assurer l'innocuité des additifs alimentaires tout en en exploitant les avantages considérables. La majorité proposa alors de considérer comme négligeable un risque à vie d'un sur un million. À ce niveau, trois cas excédentaires de cancers par an seulement se déclareraient si tous les Américains y étaient exposés.

Dans les quelques années qui suivirent, le critère du *un sur un million* s'institutionnalisa eu égard au risque *acceptable* et quand on constata, à la fin des années 60 et au début des années 70, que l'exposition ambiante entraînait des risques de cancer, on appliqua souvent, surtout aux États-Unis [Kelly et Cardon, 1994], le concept de risque à vie négligeable, qui s'établissait à un sur un million (10^{-6}). Ce qui causa au début le plus d'inquiétudes, ce furent les risques généralisés, tels ceux de l'exposition aux biphényles polychlorés (BPC) ou aux résidus de pesticides dans l'environnement. Plus tard, on se mit à appliquer le même critère à des risques beaucoup moins généralisés, tels ceux qui existaient dans le voisinage des établissements industriels ou des décharges de déchets dangereux.

Il est finalement devenu évident qu'un risque de un sur un million (10^{-6}) était un critère très rigoureux quand un assez petit nombre de gens y étaient exposés [US EPA SAB, 1992]. Les niveaux de risque égaux ou supérieurs à un sur dix mille sont acceptés pour fixer les niveaux maximums de contaminants de l'*U.S. Environmental Protection Agency* (EPA) à l'égard des cancérogènes présents dans l'eau potable quand il est impossible sur le plan technique ou économique de les réduire davantage. En général, on considère toutefois que les niveaux de risque supérieurs à un sur dix mille, même si de très rares personnes y sont exposées, sont excessifs et qu'ils exigent donc des mesures pour réduire tant l'exposition que le risque [US EPA SAB, 1992].

L'EPA a établi à un par million (10^{-6}) le risque à vie pour la réglementation des substances chimiques génotoxinogènes, surtout quand la population exposée est nombreuse. Avant l'adoption des modifications de 1990 à la *Clean Air Act*, l'article 112 de cette loi exigeait de l'EPA qu'elle prescrive des normes de rejet pour les polluants atmosphériques dangereux « afin de protéger la santé publique avec une très large marge de sécurité ». Tel qu'il avait été interprété, cet article signifiait que l'EPA devait d'abord déterminer un niveau d'émission *sans danger* (qui représentait un degré de risque *acceptable*), puis lui ajouter une marge de sécurité en raison de l'incertitude des connaissances scientifiques sur le polluant en question. L'EPA posa donc en principe général qu'un risque à vie de cancer d'un sur dix mille (10^{-4}) pour la personne la plus exposée pouvait constituer un risque *acceptable* et que la marge de sécurité devrait ramener le risque couru par le plus grand nombre possible de personnes à un risque à vie individuel d'au maximum un sur un million (10^{-6}) [NRC, 1994].

Si l'on examine les décisions prises en la matière par l' EPA et d'autres organismes gouvernementaux des États-Unis, les degrés de risque à vie jugés *acceptables* pour le public par

différents organismes américains dans diverses circonstances varient en ordre de multiplicité de un à dix mille, entre un sur un million et un sur cent à peu près [Sadowitz et Graham, 1994]. Les niveaux de risque à vie afférents aux recommandations de Santé Canada en matière d'eau potable varient selon les circonstances entre environ un sur dix millions pour le dichlorométhane et environ un sur mille pour l'arsenic (voir tableau 3).

L'*Office of Management and Budget* des États-Unis a étudié le coût de la conformité aux règlements de l'EPA. Il a constaté que le coût, exprimé en millions de dollars américains de 1990 par décès prématuré possible évité, variait considérablement en conséquence du respect des règlements de l'EPA [U.S. Office of Management and Budget, 1991]. Par exemple, l'établissement de normes relatives au trichlorométhane (chloroforme) dans l'eau potable avait coûté environ 200 000 $, alors que l'évacuation en tant que déchets dangereux des produits de préservation du bois revenait à environ 5,7 billions de dollars (10^{12}). L'Office a conclu qu'il serait bon, avant de promulguer des règlements de ce genre, de chercher à trouver un juste rapport entre les risques et les avantages pour la santé, exprimés en vies perdues et en vies gagnées pour la société. Quand le total des ressources de l'édifice social est limité, affecter des dépenses sociales excessives à la réduction des risques minimes plutôt qu'aux risques plus graves devrait être préjudiciable à la santé générale de la société. À titre de comparaison, la CCEA a suggéré que les dépenses totales consacrées à la réduction de la radio-exposition industrielle ne dépassent pas deux millions de dollars canadiens de 1994 par cancer mortel évité [calculé d'après la CCEA, 1994].

Au Canada, les pouvoirs de réglementation ne recommandent aucune dose limite légale ni aucun degré de risque *acceptable* en fonction desquels réglementer les agents chimiques cancérogènes. Les mesures de gestion du risque afférentes à la réglementation se prennent après consultation des parties touchées et recherche du juste milieu entre, d'une part, les risques estimatifs et, d'autre part, les coûts connexes, la faisabilité des mesures de réglementation et les avantages pour la société. Par exemple, les stratégies de gestion relatives à l'exposition aux *substances d'intérêt prioritaire* considérées comme toxiques aux termes de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* varient en fonction de différents profils coûts-avantages établis grâce aux meilleures techniques antipollution économiquement réalisables.

Pour établir des normes au point de consommation à l'égard des substances chimiques, les organismes de réglementation fixent ordinairement des valeurs générales fondées sur le potentiel de réduction du risque en fonction des coûts, des avantages, de la possibilité de réalisation, des sources naturelles et des valeurs de société. Généralement parlant, les mesures de réglementation sont en majorité prévues pour les composés chimiques de synthèse. Toutefois, quand les contaminants existent à l'état naturel, comme c'est le cas des oligo-éléments présents dans l'eau potable, on tient souvent compte de l'envergure de l'exposition aux sources naturelles quand on élabore des normes ou des mécanismes de réglementation (p. ex., pour l'arsenic présent dans l'eau potable).

Par le passé, on a rarement tenu compte de l'exposition par des modes multiples à un seul et même type d'agent chimique pour réglementer les polluants chimiques, mais c'est une erreur à laquelle on commence à remédier. Ainsi, en ce qui concerne les substances d'intérêt prioritaire au sens de la LCPE, on évalue l'envergure relative de la contribution de chaque mode d'exposition (p. ex., air, aliments, eau et produits de consommation) à l'absorption totale pour chacun des cinq groupes d'âge de la population. On fait ensuite intervenir ces apports dans le mécanisme de gestion du risque pour pouvoir limiter le risque total estimatif attribuable à toutes les sources. Sans doute les champs de compétence sont-ils l'élément qui fait le plus obstacle à la comptabilisation de l'exposition par des modes multiples dans l'établissement des stratégies de gestion du risque. En effet, chaque mode est actuellement l'affaire d'un organisme distinct.

Tout en réglementant les rejets industriels de substances chimiques dans l'environnement, la gestion du risque à la source prévoit des mécanismes de réglementation pour l'exposition au travail. Un grand nombre de substances chimiques et procédés industriels ont été déclarés cancérogènes pour les travailleurs qui y sont exposés dans leur milieu de travail [Doll et Peto, 1981; IARC, 1995]. Toutefois, il est difficile d'évaluer les risques de cancer associés à des produits chimiques précis utilisés au travail parce qu'on ne dispose pas d'une base de données suffisante sur les risques chimiques et sur les niveaux d'exposition. S'il est possible d'évaluer le risque pour certaines substances (p. ex., le benzène, l'arsenic et l'amiante), ces substances ne représentent qu'une petite partie des produits chimiques communément utilisés dans l'industrie.

Les risques estimatifs associés aux limites d'exposition en milieu de travail pour divers cancérogènes diffèrent considérablement par suite de la pondération des facteurs de gestion du risque. Gold et coll. [1987] ont comparé les doses limites légalement admissibles pour les travailleurs aux États-Unis au niveau de dose chronique qui provoque le cancer chez 50 p. 100 des animaux de laboratoire. Pour 41 agents chimiques sur lesquels nous possédions des données suffisantes, ce rapport différait de plus de cent mille fois. S'il ne tient pas compte des niveaux d'exposition réels ni du nombre de travailleurs exposés, il montre néanmoins qu'il faudrait accorder plus d'intérêt aux stratégies de réduction du risque pour ce qui est de l'exposition professionnelle aux substances chimiques qui semblent le plus dangereuses pour les animaux.

En Ontario, les niveaux d'exposition professionnelle sont fixés par le ministère du Travail de la province en fonction des études sur la santé, ainsi d'ailleurs que des études d'impact sur les plans des coûts et des avantages. Pour certains agents chimiques cancérogènes, on se base sur le principe ALARA pour fixer les limites réglementaires. Il n'y a de limites réelles que pour les agents chimiques d'usage le plus courant ou pour

ceux dont on connaît les effets sur la santé. L'employeur doit cependant prendre toutes les précautions raisonnables pour protéger la santé et la sécurité des travailleurs au chapitre de toutes les expositions possibles.

4.2.2 Réglementation

Eu égard aux produits chimiques, la gestion du risque est régie par plusieurs lois et règlements, et plus particulièrement la *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements d'application, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), la *Loi sur les produits antiparasitaires*, la *Loi sur la qualité de l'eau potable* et la *Loi sur les produits dangereux*. Mettant en cause plusieurs ordres de gouvernement, les mécanismes de contrôle sont complexes pour les substances chimiques. Les renseignements fournis ci-dessous ne sont par conséquent pas complets, mais destinés à mettre en évidence les principales mesures législatives. On trouvera un surcroît d'information à l'annexe C.

Pour évaluer et gérer les risques chimiques, le Canada entretient des relations avec de nombreuses organisations internationales, telles le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) et la Commission du Codex Alimentarius. Dans l'ensemble, il n'existe cependant pas d'organisme international qui recommande des formules normalisées de gestion des risques d'origine chimique. En Amérique du Nord, la Commission mixte internationale du Canada et des États-Unis (CMI) fait office d'organe consultatif auprès des deux gouvernements nationaux sur la gestion de la pollution dans les eaux limitrophes transnationales.

Réglementation à la source

La gestion des polluants chimiques dans l'environnement suppose généralement l'utilisation de mécanismes de réglementation à la source.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement

L'évaluation et la gestion des risques chimiques se font au palier fédéral sous le régime de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE). Cette loi énonce les politiques fédérales générales sur la prévention de la pollution et la lutte antipollution et contient des dispositions relatives aux substances toxiques, aux nutriments, à l'immersion en mer, à la recherche en environnement, aux lignes directrices et aux codes de pratique, ainsi que des ententes avec les provinces et les territoires. En général, on prend des mesures de réglementation en vertu de la LCPE quand les substances ne sont pas visées par d'autres lois fédérales et plus particulièrement quand on entrevoit des répercussions internationales ou transfrontalières. Pour ce qui est des substances censées présenter un risque pour la santé ou l'environnement, on peut instaurer des mesures de ce genre de concert avec les provinces, et les pollueurs qui ne se conforment pas aux règlements peuvent se voir imposer des amendes. Vingt-cinq règlements ont été promulgués en vertu de la LCPE.

Le mandat de la LCPE porte sur les substances toxiques présentes dans l'écosystème et peut réglementer n'importe quel stade du cycle de vie d'un produit. Le principal centre d'intérêt de la Loi est la prévention des problèmes environnementaux. Les mesures de prévention comprennent des mécanismes de réglementation et d'exécution, des formules non régies par des règlements, telles les incitatifs offerts à l'industrie, ainsi que l'élaboration et le transfert des technologies de mesure de la pollution et des techniques antipollution. Environnement Canada et Santé Canada élaborent les règlements et les lignes directrices qui découlent de la LCPE et Environnement Canada administre cette loi au nom du gouvernement fédéral.

La *Politique de gestion des substances toxiques* est une nouvelle politique fédérale destinée, comme son nom l'indique, à gérer les substances toxiques. En vertu de cette politique, toute substance d'origine anthropique qui met longtemps à se décomposer, s'accumule dans les tissus biologiques et est *toxique au sens de la LCPE* ou d'un acte législatif équivalent est qualifiée de substance de la liste I et destinée à l'élimination virtuelle. Pour ce qui est des substances qui répondent à certains de ces critères, mais non à tous (substances de la liste II), l'objectif est d'en prévenir ou d'en limiter le plus possible le rejet pendant tout leur cycle de vie (fabrication, utilisation, transport et élimination), par les techniques de prévention de la pollution [Environnement Canada, 1995c].

Loi sur les pêches

Il est tenu compte de la protection des eaux fréquentées par le poisson dans la *Loi sur les pêches*, dont la responsabilité incombe en droit au ministère fédéral des Pêches et des Océans. On trouve dans cette loi des dispositions sur la mise en œuvre de mesures de prévention de la pollution, les inspections, l'exécution et les recours civils. Environnement Canada est également chargé d'administrer ces dispositions de prévention de la pollution.

Exemple de réglementation à la source

Assujettis aux dispositions de la LCPE et de la *Loi sur les pêches*, le contrôle et la réglementation des industries qui produisent ou utilisent des produits chimiques dépendent également des provinces, mais les formules de réglementation proprement dites varient d'une province et d'un territoire à l'autre. On trouvera ci-dessous une description de la situation en Ontario.

Le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario (MEEO) est légalement mandaté par la *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario* et la *Loi sur la protection de l'environnement* de l'Ontario pour réglementer les substances d'origine industrielle rejetées dans l'eau, l'atmosphère et le sol qui peuvent être nocives pour la santé humaine, les biotes non humains et les utilisations commerciales ou privées de l'air et de l'eau. Les pouvoirs conférés par ces deux lois comprennent celui de subordonner la construction et l'exploitation des établissements industriels à un certificat d'approbation. Ce type

de certificat impose des limites aux quantités de substances chimiques et d'autres agents nocifs rejetés dans l'environnement.

Le Ministère a adopté des normes, des lignes directrices et des objectifs pour évaluer les émissions, fixer des limites à cet égard et des critères de qualité du milieu ambiant quant aux contaminants présents dans certains milieux, tels l'atmosphère, les eaux de surface, l'eau de consommation, le sol et les déchets dangereux. Les critères de qualité générale de l'environnement sont établis dans le but d'assurer une protection contre les effets les plus critiques parmi les populations les plus vulnérables. Les critères réglementés, comme ceux qui se rapportent à l'air et aux déchets dangereux, sont directement exécutoires. D'autres le deviennent quand ils sont inclus dans un instrument juridique, par exemple un certificat d'approbation ou un arrêté d'intervention.

Aux termes de la *Loi sur les ressources en eau de l'Ontario*, le rejet des substances non radioactives par des sources industrielles et municipales dans les voies navigables de la province est réglementé selon une formule à deux volets, en l'occurrence les exigences relatives aux effluents reposant sur les techniques de traitement et les exigences relatives aux effluents reposant sur les eaux réceptrices [MEEO, 1994]. Les premières ont été élaborées dans le cadre de la *Stratégie municipale et industrielle de dépollution* (programme MISA) pour plusieurs secteurs d'industrie, notamment celui de la production d'électricité. Le but du programme MISA est de protéger l'environnement en éliminant les substances toxiques persistantes des eaux usées rejetées dans les voies navigables de l'Ontario. Quant aux exigences reposant sur les eaux réceptrices, elles sont élaborées de manière ponctuelle, en fonction du site, et se fondent sur les objectifs du MEEO en matière de qualité des eaux de surface. Le MEEO exige que ce soit la démarche la plus stricte qui soit appliquée.

En vertu de la stratégie municipale et industrielle de dépollution, il ne faut pas que la toxicité des rejets industriels soit mortelle pour la vie aquatique avant dilution. Une fois dilués dans le cours d'eau, les contaminants doivent présenter une concentration conforme aux objectifs provinciaux en matière de qualité de l'eau tant pour ce qui est des substances chimiques toxiques que pour les agents cancérogènes. Les objectifs sont fixés de manière à prévenir les effets toxiques pour la vie aquatique à tous les stades de son développement. Dans les rares cas où l'accumulation biologique d'un contaminant bien précis, tels les BPC ou les dioxines, peut se produire chez des espèces consommées par l'Homme (p. ex., le poisson sportif), les objectifs relatifs à ce contaminant se fondent sur la santé humaine.

Les exigences en matière d'effluents de la stratégie ont été promulguées à titre de règlement et deviendront exécutoires en 1998 pour le secteur de la production d'électricité [MEEO, 1995]. Le règlement oblige les industries à respecter les limites de rejet qui ont été établies en fonction de la charge (c.-à-d., le nombre de kilogrammes rejetés par jour) et de la concentration de certaines substances dans les effluents. Ces limites reposent sur les résultats d'un programme de surveillance des effluents ainsi que sur les meilleures techniques existantes d'application rentable (MTEAR) afférentes à la réduction des polluants. On entend par MTEAR la conjonction des techniques de traitement qui ont fait leurs preuves et des modifications susceptibles d'être apportées aux procédés industriels dans le but de réduire ou d'éliminer le rejet et que l'industrie a les moyens d'apporter.

La charge quotidienne totale et les limites en matière de charge mensuelle moyenne et de concentration ont été établies pour plusieurs substances à l'intention du secteur de la production d'électricité. Pour prouver leur conformité à ces limites, les établissements sont tenus d'installer des points de prélèvement d'échantillon afin de recueillir des effluents, de surveiller quotidiennement et hebdomadairement ces derniers et de calculer les valeurs de la charge et de la concentration pour ces deux périodes. Ils doivent en outre mesurer le pH de l'effluent, procéder à des analyses de la toxicité aiguë chez la truite arc-en-ciel et *Daphnia magna* ainsi qu'à des tests de toxicité à long terme chez les tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (c.-à-d., test d'inhibition de la croissance de sept jours) et chez *Ceriodaphnia dubia* (c.-à-d., test d'inhibition de la reproduction et de survie de sept jours)), effectuer des contrôles de la qualité et déterminer le volume de l'effluent. Enfin, les établissements doivent consigner les données et prendre note des procédés d'analyse, ainsi que préparer des rapports et les soumettre au MEEO. Ces rapports doivent également être portés à la connaissance du public [MEEO, 1995].

Le Ministère n'a pas adopté de politique d'ensemble sur les risques acceptables à l'égard des cancérogènes, qu'il évalue de façon ponctuelle en tenant compte des données scientifiques et des répercussions de la mise en œuvre. Les rejets de cancérogènes dans l'effluent liquide doivent correspondre aux objectifs du MEEO en matière de qualité des eaux de surface après dilution dans le cours d'eau. Les émissions de cancérogènes dans l'atmosphère ne peuvent dépasser les normes relatives au point d'impact. Ces normes, qui s'appliquent aux rejets de courte durée (30 minutes), sont affectées d'un coefficient de 15 par rapport au critère de qualité d'air ambiant adopté pour un contaminant donné. Pour fixer les critères de qualité d'air ambiant de chaque cancérogène, on prend généralement, s'il n'existe pas de limites techniques et économiques considérables, un risque à vie de dix par million à un par million (10^{-5} à 10^{-6}) pour les substances chimiques, mais en procédant au cas par cas.

Pour obtenir leur permis, les installations doivent se livrer à une surveillance et en rendre compte aux autorités compétentes, qui se chargeront de voir si elles respectent les conditions de délivrance du permis; elles sont également assujetties à une inspection et à un contrôle de conformité. Les bureaux régionaux du MEEO doivent travailler de concert avec l'industrie quand des mesures d'atténuation s'imposent à l'égard des effets nocifs réels ou possibles. L'inobservation des règlements d'application de la stratégie municipale et industrielle de dépollution constitue une infraction passible d'exécution forcée et de poursuites. Les cas d'inobservation sont documentés par le MEEO, qui procède à une enquête plus poussée à leur égard. Ils n'aboutissent pas automatiquement à des poursuites, car on considère aussi que les mesures de

réduction débouchent sur la conformité [MEEO, 1994]. Si des dommages graves ou des violations sérieuses se sont produits, la Direction des enquêtes et des poursuites du MEEO procède à une enquête et intente des poursuites. En ce qui concerne les infractions à la LCPE, les mesures peuvent aller des négociations avec le titulaire de permis aux poursuites.

Enfin, pour obtenir leur permis, les industries sont tenues de posséder un plan d'intervention en cas d'urgence conforme aux exigences provinciales. Le Conseil canadien des accidents industriels majeurs (CCAIM), qui est une organisation non gouvernementale, établit des normes et des lignes directrices pour les aider à se préparer aux situations d'urgence.

Réglementation au point d'utilisation

En général, les stratégies de gestion des risques chimiques qui touchent les aliments et l'eau potable reposent en grande partie sur les mesures de réglementation au point d'utilisation. Nous exposons ci-dessous les principales lois relatives à la réglementation des additifs alimentaires et des contaminants des aliments, des pesticides, des herbicides et de l'eau de consommation. Quant aux *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, nous en parlons à la section 4.4.

Loi et règlements sur les aliments et drogues

Les risques entraînés par les additifs alimentaires et les contaminants des aliments sont gérés en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et de ses règlements d'application, de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi sur l'inspection des viandes*. Les additifs alimentaires sont des substances chimiques volontairement ajoutées aux aliments à des fins jugées bénéfiques. Les contaminants des aliments, eux, sont des substances chimiques présentes dans les aliments sans y avoir été ajoutées délibérément. Ils peuvent s'y trouver par suite de l'activité humaine, industrielle ou autre ou parce qu'ils sont présents à l'état naturel dans l'environnement. On évalue les risques que l'espèce humaine court du fait de l'addition involontaire de produits chimiques dans les aliments de la même manière que ceux qu'on peut attribuer à l'addition délibérée, mais la gestion de ces risques diffère.

L'évaluation des additifs alimentaires repose sur les données toxicologiques complètes que le demandeur doit fournir avant qu'on approuve l'utilisation de ces additifs. Si l'on démontre la cancérogénicité d'un additif chez une espèce quelconque, son utilisation ne sera pas approuvée; s'il avait été approuvé antérieurement, il sera rayé des tableaux des additifs alimentaires. Quoi qu'il en soit, il faut pouvoir justifier l'utilisation de ces additifs et déterminer la concentration minimum à laquelle on obtient l'effet souhaité. Si, compte tenu de tous les usages déjà faits d'un additif, l'utilisation supplémentaire qu'on propose ne porte pas l'apport quotidien estimatif ou probable au-delà du plafond acceptable, elle peut être approuvée et inscrite dans les règlements. Le risque *acceptable* établi au moment de l'évaluation ne sera pas dépassé grâce à la surveillance réglementaire et aux mesures de vérification du respect de la loi et des règlements.

On utilise des sels de sodium et de potassium (nitrite) pour préparer les viandes et les poissons. Le nitrite exerce plusieurs effets sur les aliments : il en préserve la couleur, rehausse leur saveur et les empêche de s'oxyder. Toutefois, son effet le plus important consiste à inhiber la croissance des bactéries, et plus particulièrement de *Clostridium botulinum*. La croissance de *C. botulinum* produit une neurotoxine botulinique qui provoque une intoxication alimentaire parfois mortelle, le botulisme.

Le nitrite n'est pas cancérogène en soi, mais son utilisation dans les aliments peut provoquer la formation de nitrosamines par réaction de l'acide nitreux avec les amines secondaires [Kim et Foegeding, 1993]. Les propriétés cancérogènes et mutagènes des nitrosamines sont bien documentées [Lijinsky, 1976], et l'on a démontré la présence de nitrosamines dans les aliments [Gray et Randall, 1979].

On a avancé que le risque de botulisme entraîné par la suppression du nitrite comme agent de conservation dans les viandes salaisonnées se situait dans la même plage que celui des décès par cancer occasionnés par son inclusion dans les aliments [Miller, 1980]. Toute modification des règlements aux fins de réduire la concentration de nitrite permise dans les viandes salaisonnées est susceptible d'affecter la stabilité microbiologique du produit [Gibson et coll., 1984]. Si l'on abaissait cette concentration, il faudrait la compenser par l'addition d'un autre agent de conservation approprié pour maintenir dans des limites acceptables le risque de botulisme.

Contrairement aux additifs alimentaires, les contaminants chimiques sont ordinairement évalués après constatation de leur présence réelle ou possible dans les aliments. Étant donné que cette présence n'est pas délibérée, personne ne soumet à l'égard de ces contaminants de données toxicologiques comme c'est le cas pour les additifs, et c'est dans les ouvrages scientifiques publiés qu'on trouve l'information nécessaire. La base de données toxicologiques relative aux contaminants chimiques est donc souvent incomplète. On calcule alors l'apport quotidien probable du contaminant en déterminant tous les aliments susceptibles d'en contenir ainsi que la consommation de ces aliments par la population dans son ensemble et la population cible et en étudiant les autres modes d'exposition, par exemple l'air ou l'eau. Si l'apport quotidien probable dépasse l'apport quotidien tolérable tiré de la base de données, on peut envisager différentes formules pour gérer le risque : mise au point de lignes directrices ou de tolérances ayant force obligatoire à l'égard du contaminant, interdiction de la vente ou de la distribution des denrées obtenues de la localité d'origine et recommandation ou publication d'avis sur la consommation des aliments contaminés. On voit aussi si les avantages nutritionnels de l'aliment l'emportent sur ceux de la restriction de sa consommation courante. Si l'on prouve la cancérogénicité du contaminant, on en ramène normalement la dose d'exposition au niveau le plus faible possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux.

Loi sur les produits antiparasitaires

La *Loi sur les aliments et drogues* et la *Loi sur les produits antiparasitaires* (LPA) sont les instruments pertinents qu'utilise le palier fédéral pour évaluer et gérer les risques entraînés par les pesticides. En vertu de la LPA, il faut prendre

en considération la sécurité, le bien-fondé et l'utilité en évaluant les risques éventuels posés par les pesticides. Ce principe fondamental s'articule expressément autour de la protection de la santé de notre espèce et de l'environnement et de la performance du produit. On suit les méthodes normalisées d'évaluation du risque exposées dans la brochure sur la gestion du risque de la Direction générale de la protection de la santé [DGPS, 1990].

La concentration maximale de résidus autorisée par la loi à l'égard des pesticides qui ont fait l'objet d'une évaluation détaillée du risque se situe normalement entre une et cinq parties par million (ppm). Les autres pesticides sont assujettis à un plafond de résidus de 0,1 ppm. Les concentrations réelles de résidus de pesticides dans les aliments sont généralement inférieures à la limite réglementaire. D'après les enquêtes réalisées sur le volume moyen des denrées alimentaires achetées par un consommateur dans une surface commerciale, la plupart des pesticides ne sont généralement pas décelés.

Les vérifications de conformité eu égard aux résidus de pesticides dans les aliments sont effectuées, aux termes de la *Loi sur les aliments et drogues* et de ses règlements, par les laboratoires administrés par Santé Canada, entre autres l'Agence canadienne d'inspection des aliments, de création récente.

Loi sur la sûreté des produits liés à l'eau potable

Au Canada, c'est aux autorités municipales compétentes en matière d'eau de distribution qu'il incombe d'adapter à leur gré les procédés de traitement pour appliquer les limites provinciales et territoriales relatives à l'eau potable. Pour aider les municipalités — et les particuliers qui s'approvisionnent dans des installations individuelles d'alimentation en eau —, la ministre fédérale de la Santé a déposé le projet de *Loi sur la sûreté des produits liés à l'eau potable* en décembre 1996. L'objet de la Loi est de protéger la santé de la population canadienne en empêchant la vente ou l'importation de produits dangereux liés à l'eau potable dans le pays. Cette loi prescrirait l'attestation (par des organismes de certification agréés) des dispositifs de traitement de l'eau, des additifs employés dans ce traitement et des éléments du système à l'égard desquels on a adopté des normes de rendement axées sur la santé. Par exemple, les additifs chimiques tels les désinfectants à base de chlore et le fluorure seraient réglementés, ainsi que les matières qui entrent en contact avec l'eau de consommation traitée et les appareils ménagers de traitement de l'eau [Bureau des dangers des produits chimiques, 1995; Direction générale de la protection de la santé, 1995a]. En 1996 et 1997, Santé Canada a tenu des séances de consultation publique pour obtenir des commentaires sur cette initiative.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)

Outre plusieurs mesures de réglementation à la source, la LCPE prévoit des mesures de réglementation au point d'utilisation, et notamment des directives environnementales et des codes de pratique (on trouvera plus de renseignements sur la LCPE à la section « Réglementation à la source » et à l'annexe C).

4.2.3 Exposition de la population

Certains agents chimiques cancérogènes existent à l'état naturel dans l'environnement; l'exposition à ces substances est essentiellement proportionnelle à la proximité des sources. Par exemple, si la teneur des réserves d'eau potable en arsenic est généralement inférieure à cinq microgrammes par litre (µg/L), cette teneur varie entre 50 et 500 µg/L dans le voisinage des sources naturelles. La concentration maximale admissible d'arsenic dans les réserves d'eau potable a été fixée provisoirement à 25 µg/L, dans le but essentiel d'en permettre la réalisation à un coût raisonnable. Cette concentration a été déclarée *provisoire* afin qu'on la revoie périodiquement à la lumière des progrès réalisés dans la technologie de traitement et des données nouvelles sur les risques pour la santé, parce qu'à ce niveau, le risque estimatif à vie de cancer de la peau qu'elle entraîne est élevé (un sur mille).

Ames et coll. [1990] ont fait remarquer que les sources naturelles de cancérogènes sont parfois importantes. D'après eux, le public absorbe en moyenne environ 10 000 fois plus de pesticides d'origine naturelle que d'origine industrielle; les auteurs prétendent que les risques de cancérogénicité de ces pesticides naturels peuvent être plus grands que ceux des résidus de pesticides de synthèse qu'on trouve dans les aliments. Les pesticides naturels cancérogènes et les substances chimiques qu'on trouve dans les fruits et les légumes comprennent le méthoxypsoralène, le limonène, l'acide caféique et l'aflatoxine. Une analyse menée récemment par le National Research Council des États-Unis [1996] corrobore l'hypothèse que les risques entraînés par les cancérogènes naturels présents dans les réserves alimentaires l'emportent peut-être sur ceux des contaminants chimiques synthétiques, encore que des recherches supplémentaires s'imposent pour confirmer cette conclusion. Ce n'est pas parce que les contaminants alimentaires ingérés ont des effets éventuels sur la santé qu'il faut s'abstenir de consommer certains aliments; on sait en effet que les aliments naturels contiennent aussi des facteurs de protection qui limitent normalement les effets cancérogènes des agents chimiques d'origine naturelle et industrielle [Doll, 1992].

En général, l'exposition aux substances chimiques de synthèse est bien inférieure aux critères réglementaires et aux recommandations. Doll et Peto [1981] ont calculé qu'environ 80 p. 100 de tous les décès par cancer qui surviennent en Amérique du Nord sont dus à des facteurs comme les habitudes alimentaires, le tabagisme, les infections et le comportement procréateur et sexuel (tableau 2). Les valeurs du tableau 2 sont incertaines, mais on pense qu'à eux tous, les produits industriels et les additifs alimentaires sont responsables de moins de 2 p. 100 de tous les cancers mortels de la population dans son ensemble. Les valeurs correspondantes calculées par Travis et coll. [1991] et par Gough [1990] se situent dans la plage de 0,25 p. 100 à 2 p. 100. Généralement parlant, les valeurs calculées par Doll et Peto [1981] et reprises au tableau 2

Tableau 2. Proportion estimative des décès par cancer aux États-Unis attribuables à différents facteurs

Facteur	Proportion la plus probable de décès par cancer
Régime alimentaire (y compris l'apport de matières grasses, l'apport de viande et l'obésité)	35
Tabac (surtout la cigarette)	30
Infection (y compris certains virus)	~10
Comportement procréateur et sexuel (y compris le nombre de partenaires sexuels et le nombre d'enfants)	7
Profession	4
Alcool	3
Facteurs géophysiques : rayons UV	1 – 2*
Facteurs géophysiques : rayonnement ionisant	2,5*
Pollution (y compris les produits de la combustion dans l'air, l'approvisionnement en eau chlorée)	2
Médicaments et actes médicaux	1
Produits industriels	<1
Additifs alimentaires	<1

Le tableau 2 est tiré du tableau 20 de Doll et Peto (1981).

* Les données sur la composante ultraviolette de la lumière solaire proviennent de l'article de Doll et Peto (1981); celles sur le rayonnement ionisant ont été révisées à la hausse en raison des évaluations du risque récentes de la CIPR (1991-1993) et des dernières données sur le rayonnement naturel (UNSCEAR, 1993).

se défendent remarquablement bien quand on les confronte aux analyses scientifiques plus récentes des témoignages disponibles [Krewski, 1987; Henderson et coll., 1991; Ames et coll., 1995; Trichopoulus et coll., 1996; Willett et coll., 1996]. Miller [1992] a prétendu pour sa part que l'on sous-estimait peut-être d'un facteur de 2 environ la proportion de cancers d'origine professionnelle.

Il faut toutefois reconnaître que s'il n'y a pas de cas de cancer associés à l'exposition aux contaminants chimiques présents dans le milieu ambiant, les rejets de polluants dans l'environnement exercent d'autres effets graves bien que non cancéreux. Certaines études ont établi une corrélation entre les hospitalisations pour maladies respiratoires et les concentrations estivales d'ozone et de particules, ainsi que les niveaux élevés de monoxyde de carbone dans l'air ambiant et le coefficient de pollution atmosphérique dans les différentes régions du Canada [Burnett et coll., 1995; Thurston et coll., 1994; Burnett et coll., 1996; Stieb et coll., 1996; Delfino et coll., 1996]. De plus, on a établi un lien entre les particules et le monoxyde de carbone d'une part, et la cardiopathie et les décès consécutifs à un accident cardiovasculaire d'autre part [Burnett et coll., 1996; Ozkanyak et coll., 1995]. Compte tenu des résultats de ces études et de plusieurs enquêtes analogues effectuées dans le monde, il semble maintenant clair qu'il y a plus de problèmes de santé cardio-respiratoire les jours où la pollution atmosphérique ambiante est élevée. Toutefois, aucune de ces études n'a pu révéler d'association statistiquement significative entre les concentrations ambiantes d'ozone et les décès ou hospitalisations consécutifs à la cardiopathie.

Le monde occidental a consenti des efforts considérables pour réduire la pollution causée par la combustion des combustibles fossiles. Plusieurs pays, entre autres le Canada et les États-Unis, ont édicté de nouvelles directives et normes sévères à l'égard des polluants atmosphériques tels le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote, le dioxyde de carbone, l'ozone et les particules. Au Canada, il est rare que les objectifs nationaux afférents à la qualité de l'air ambiant [Environnement Canada, 1994] soient dépassés pour ce qui est de ces polluants.

4.2.4 Résumé

En résumé, les risques associés aux dangers chimiques sont principalement réglementés grâce à différents règlements et normes fédéraux et provinciaux. On fait surtout appel aux mesures à la source pour les contaminants de l'environnement et aux normes applicables aux points d'utilisation pour la contamination des aliments et de l'eau potable. Des mesures de réglementation au point d'utilisation sont également prises en application, par exemple, des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable* et de la *Loi sur les aliments et drogues*. La réglementation des industries productrices ou utilisatrices de produits chimiques incombe à chaque province. Les critères et les normes qui régissent les substances industrielles rejetées dans l'eau se fondent sur la prévention des effets toxiques sur la vie aquatique et ceux qui régissent les émissions atmosphériques reposent sur la prévention des effets nocifs sur la population et la végétation. Quant aux limites des rejets de cancérogènes dans l'environnement, elles sont établies de façon ponctuelle. En Ontario, les brèves émissions atmosphériques (30 minutes) de cancérogènes ne peuvent dépasser de plus d'un coefficient de 15 les critères de qualité d'air ambiant pour certains contaminants bien déterminés, ces critères reposant généralement sur un risque à vie de cancer de un sur cent mille (10^{-5}) à un sur un million (10^{-6}). Les règlements et les normes sont légalement exécutoires par la province.

4.3 Agents microbiologiques

Au Canada, les règlements relatifs à la contamination microbiologique des aliments sont adoptés sous le régime de la *Loi sur les aliments et drogues*. Contrairement aux risques d'ordre chimique ou radiologique, les dangers d'ordre

microbiologique sont très sensibles aux conditions ambiantes, par exemple les changements de température. Ils peuvent par conséquent augmenter ou diminuer dans les réserves d'eau des agglomérations ou pendant la production, la transformation, le stockage, la vente au détail et la préparation des aliments au foyer. Les stratégies de gestion du risque ne visent donc ordinairement pas l'obtention d'un degré de risque bien déterminé. Par contre, on réduit les risques en soumettant d'abord l'eau ou les aliments à des traitements qui doivent décimer plusieurs fois certains organismes bien précis, puis en les empêchant de se contaminer de nouveau grâce, par exemple, à un conditionnement approprié, et en limitant la croissance des organismes par divers moyens, notamment la réfrigération, la déshydratation ou la salaison. Comme exemples d'aliments traités, citons le lait pasteurisé, les conserves en boîte et les aliments réfrigérés.

En gestion des dangers microbiologiques, on fait appel à des méthodes au point de consommation, tant au palier fédéral qu'au palier provincial. Ces stratégies ont été élaborées de manière empirique et ne s'appuient pas encore sur des évaluations du risque microbiologique. On compte toutefois sur l'application des méthodes fondamentales de lutte contre les organismes pathogènes. De plus, on gère les risques d'origine microbiologique grâce au dépistage des infections et des maladies humaines, à la surveillance des agents pathogènes microbiologique et de leurs organismes indicateurs dans l'environnement (c.-à-d., les aliments des animaux et des humains, l'eau, le sol et les bestiaux), aux lignes directrices facultatives à l'intention de l'industrie, à la formation des employés et à l'éducation de ceux qui sont chargés de la fabrication ou de la vente de produits sans danger, ainsi que de la population dans son ensemble.

4.4 Eau potable

Nous exposons dans le présent rapport les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* pour montrer comment les pratiques d'évaluation et de gestion des risques associés aux rayonnements ainsi qu'aux agents chimiques et microbiologiques se conjuguent au sein d'une stratégie polyvalente de réduction du risque. Au Canada, la qualité de l'eau potable est essentiellement du ressort des provinces et des municipalités. Santé Canada collabore avec les ministères provinciaux de la santé et de l'environnement à l'instauration de directives nationales concernant la qualité de l'eau potable, sous les auspices du Comité fédéral-provincial-territorial de l'hygiène du milieu et du travail. Les recommandations doivent faciliter la fourniture d'une eau potable de grande qualité à la population canadienne [Santé Canada, 1995; Krewski et coll., 1996].

L'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau potable est un mécanisme souple conçu pour tenir compte des besoins des différents champs de compétence en jeu. Les étapes de l'évaluation et de la gestion du risque sont clairement délimitées dans l'élaboration des recommandations pour l'eau potable au Canada, Santé Canada recommandant à l'égard des cancérogènes génotoxinogènes les plus faibles concentrations possibles. Un sous-comité fédéral-provincial fixe ensuite les concentrations maximales admissibles pour ces composés en tenant compte de la faisabilité et des coûts. Sous ce rapport, les facteurs à considérer sont la définition des substances à analyser, les différents types d'évaluation, le processus décisionnel, l'annonce et la publication des décisions et la réévaluation des constatations le cas échéant. Certaines étapes peuvent être modifiées en raison des besoins des ressorts en cause. Grâce à ce processus d'élaboration concerté, on met au point une recommandation et on modifie l'évaluation connexe du risque pour la santé afin de créer un résumé d'évaluation qui exprime les décisions prises en matière de gestion du risque pour élaborer la recommandation.

Si elles n'ont pas un caractère obligatoire, les recommandations peuvent être utilisées par les provinces et les territoires comme base pour fixer les degrés de risque maximums admissibles à l'égard des radionucléides, des substances chimiques et des dangers microbiologiques. Les provinces peuvent les adopter en tout ou en partie ou encore établir leurs propres critères.

Radionucléides

Les lignes directrices relatives aux radionucléides présents dans l'eau potable concordent avec les méthodes internationales de radioprotection et notamment les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé [OMS, 1993]. Compte tenu de la méthode préconisée par l'OMS pour limiter la dose, les niveaux de risque associés à la dose cible, encore que faibles, sont un peu plus élevés que ceux prévus par les critères fondamentaux concernant la plupart des cancérogènes chimiques dans l'eau. Toutefois, la dose cible de radionucléides s'applique à la dose totale de radionucléides reçue par le biais de l'eau de distribution.

Les concentrations maximales admissibles (CMA) de radionucléides dans l'eau potable reposent sur une dose effective engagée de 0,1 mSv attribuable à un an de consommation d'eau potable, absorbée à raison de deux litres par jour, soit à un dixième de la recommandation de la CIPR en ce qui concerne l'exposition totale de la population aux sources réglementées. La dose cible de référence se fonde sur l'activité totale dans un échantillon d'eau, que les radionucléides s'y manifestent isolément ou en combinaison, et comprend la dose attribuable aux radionucléides d'origine naturelle et anthropique. Chaque CMA ne s'applique donc que si l'on trouve un seul radionucléide dans l'eau de distribution. Si l'on y décèle de multiples radionucléides, il ne faut pas que la dose reçue de tous les radionucléides dépasse la dose cible de 0,1 mSv par an. La dose cible de référence correspond à un risque à vie de cancer mortel et de cancer non mortel pondéré d'environ quatre sur dix mille.

Comme les directives relatives aux radionucléides reposent sur une dose de référence, et non sur les concentrations réelles dans l'eau, les CMA sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur aux concentrations qu'on observe actuellement dans les Grands Lacs, par exemple [Ahier et Tracy, 1995]. La dose annuelle moyenne estimative attribuable à l'eau potable à l'égard de tous les radionucléides des Grands Lacs est de l'ordre

de 0,001 mSv par an, ce qui correspond à un risque de cancer mortel et de cancer non mortel pondéré d'environ quatre par million pour toute une vie d'une durée hypothétique de 70 ans. Cette dose représente environ un pour cent de la recommandation de Santé Canada quant aux radionucléides présents dans l'eau potable ou approximativement 0,05 p. 100 de la dose annuelle moyenne attribuable aux rayonnements d'origine naturelle. Il arrive que les doses soient supérieures à ce chiffre par suite de la présence de radionucléides naturels, tels le radium 226, dans l'eau souterraine et l'eau de puits.

Les réserves d'eau qui produiraient une dose de rayonnement totale inférieure à la dose de référence sont jugées propres à la consommation en fonction de certains facteurs concernant les rayonnements. Toutefois, le traitement des réserves d'eau au chapitre des radionucléides devrait être régi par le principe ALARA, c'est-à-dire qu'il doit maintenir la valeur des expositions au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux, et qu'on peut réduire la valeur davantage si la chose se justifie. Dans les cas où un seul échantillon n'est pas conforme à la directive, la dose de référence ne serait dépassée que si l'exposition à la même concentration se poursuivait pendant une année entière. Par conséquent, un échantillon de ce genre ne sous-entend pas à lui seul que l'eau est impropre à la consommation; il ne faut y voir qu'un motif de pousser plus loin l'enquête et de prélever notamment d'autres échantillons. Les directives n'équivalent pas à une autorisation d'amener les concentrations au maximum admissible; toutes les installations responsables d'un apport de radionucléides à une source d'eau potable doivent répondre aux exigences réglementaires de la CCEA.

Comme nous le faisions remarquer dans l'introduction, le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario a fixé à l'égard du tritium présent dans l'eau potable un objectif provisoire de 7 000 Bq/L. Les centrales nucléaires d'Ontario Hydro, seules sources industrielles importantes de tritium en Ontario, se sont entendues pour maintenir à moins de 100 Bq/L les concentrations annuelles moyennes de tritium dans l'eau potable dans les stations de pompage proches. Il est intéressant de constater qu'en 1994, la concentration moyenne de tritium dans l'eau potable à la station de pompage d'Ajax a été de 15 Bq/L et que la moitié environ de cette concentration était attribuable à la centrale nucléaire Pickering d'Ontario Hydro, le reste étant dû aux retombées résiduelles des essais d'armes nucléaires et aux sources naturelles. Cette même année, le tritium présent dans l'eau potable représentait environ un pour cent de la dose totale de rayonnement d'origine industrielle reçue par toutes les personnes domiciliées dans un rayon de 30 km autour de la centrale Pickering [Ontario Hydro Nuclear, 1995].

Agents chimiques

Les lignes directrices relatives aux contaminants chimiques cancérogènes ne s'inscrivent pas dans la même optique que celles qui se rapportent aux contaminants non cancérogènes. Pour ce qui est de ces derniers, on présume généralement que la relation dose-effet accuse un seuil en dessous duquel on n'observe pas d'effets nocifs. Par contre, pour les agents chimiques cancérogènes, on prend en général comme hypothèse que la cancérogénicité est un phénomène où l'effet ne connaît pas de seuil; idéalement, les substances chimiques cancérogènes devraient donc être totalement absentes de l'eau potable. Toutefois, les risques marginaux associés à l'exposition à de faibles concentrations de ces agents chimiques dans l'eau potable sont parfois si minimes qu'ils en deviennent essentiellement négligeables en comparaison avec d'autres risques fréquents dans la société.

Les concentrations maximales admissibles (CMA) de substances dont on ignore si elle sont cancérogènes se fondent sur une dose journalière admissible (DJA) à l'égard des effets neurologiques et comportementaux, génésiques ou tératologiques organiques spécifiques. Si possible, on obtient la DJA en divisant par un coefficient d'incertitude la dose sans effet nocif observé (NOAEL – tiré de l'anglais « No Observed Adverse Effect Level ») la plus faible obtenue au terme d'études d'ingestion de longue durée. Les coefficients d'incertitude s'obtiennent de manière ponctuelle, mais en général on en affecte un de 1 à 10 pour tenir compte de certains éléments incertains, entre autres la variation intra-espèces, la variation inter-espèces, la nature et la gravité de l'effet, l'adéquation de l'étude et l'utilisation d'une dose minimale avec effet nocif observé (LOAEL – tiré de l'anglais « Lowest Observed Adverse Effect Level ») plutôt que d'une NOAEL. On peut affecter un coefficient supplémentaire de 1 à 5 si les données indiquent des possibilités d'interaction avec d'autres substances chimiques. Si l'agent chimique est un nutriment essentiel à faible concentration, on peut également tenir compte des exigences alimentaires pour calculer le coefficient d'incertitude. Enfin, dans certains cas, on peut affecter un coefficient supplémentaire de 1 à 10 pour prendre en considération des manifestations limitées de cancérogénicité.

Le cas échéant, la CMA se base sur la dose absorbée par la sous-population la plus sensible (p. ex., les femmes enceintes, les enfants). Quand on possède des données valables sur d'autres sources d'exposition (p. ex., air, aliments, sol), on peut attribuer une partie de la DJA à l'eau potable pour calculer la CMA. Dans le cas contraire, on lui en attribue implicitement un pourcentage de 20 p. 100. Si la CMA est inférieure aux niveaux dont on juge qu'on peut les mesurer ou les réaliser de façon sûre, on adopte une CMA provisoire et on recommande d'améliorer les méthodes de mesure ou de traitement.

Les CMA sont fixées aussi près de zéro que possible, compte tenu des facteurs suivants :

- la CMA doit pouvoir être atteinte par les méthodes de traitement disponibles et à coût raisonnable;
- si possible, les 95 p. 100 supérieurs de l'intervalle de confiance pour ce qui est du risque à vie de cancer associé à la CMA doivent se situer en dessous de dix sur un million à un sur un million (10^{-5} à 10^{-6}), plage qu'on considère généralement comme *essentiellement négligeable*. Dans les cas où la dose absorbée par le biais d'autres sources que l'eau potable est importante, les 95 p. 100 supérieurs de l'intervalle de confiance pour ce qui est du risque à vie de

cancer associé à la CMA sont inférieurs ou égaux à un sur un million (10^{-6});

- la CMA doit pouvoir être mesurée en toute confiance par les méthodes d'analyse en vigueur.

Les directives recommandent qu'on adopte une CMA provisoire si les risques estimatifs à vie de cancer associés à la CMA dépassent la plage de un sur dix mille (10^{-5}) à un sur un million (10^{-6}) et que l'on apporte des améliorations aux méthodes de mesure ou de traitement.

Le risque à vie associé aux CMA de divers cancérogènes chimiques varie selon les circonstances entre environ un sur dix millions pour le dichlorométhane dans l'eau potable et environ un sur mille pour l'arsenic dans l'eau potable (tableau 3). En général, les doses recommandées qui dépassent les risques de un sur cent mille (10^{-5}) à un sur un million (10^{-6}) ne sont associées qu'aux contaminants chimiques naturels dont le fond peut être considérable, tels l'arsenic. Si les niveaux d'exposition réels approchent de la dose recommandée ou lui sont supérieurs, une petite partie seulement de la population y est exposée généralement.

Agents microbiologiques

Les considérations microbiologiques portent sur les micro-organismes pathogènes fréquents dans l'eau polluée. Ceux qui sont présents dans l'eau de surface comprennent certains protozoaires, bactéries et virus; les protozoaires sont rares dans les eaux souterraines. Les maladies les plus courantes qu'on peut attribuer aux micro-organismes pathogènes d'origine hydrique sont les affections gastrointestinales et la diarrhée, mais des effets plus graves peuvent se déclarer, la mort y compris. Pour certains micro-organismes pathogènes d'origine hydrique, plus particulièrement le protozoaire *Giardia lamblia* ou le virus de l'hépatite A, une unité virale infectieuse ou un seul protozoaire suffit à provoquer la maladie.

L'objectif poursuivi idéalement en protection de la santé publique est l'absence de risque d'affection causée par les pathogènes d'origine hydrique, mais il est rarement réalisable sur les plans technique et économique. On préfère établir des risques microbiens *acceptables* qu'on utilise pour évaluer le risque. La CMA pour le total des bactéries coliformes dans l'eau potable est égale à zéro organismes par échantillon type, mais certains échantillons peuvent en contenir une très petite quantité car il faut tenir compte de la distribution non uniforme des coliformes dans l'eau. Aucun échantillon prélevé ultérieurement au même endroit ne devrait contenir d'organismes coliformes. Le Sous-Comité fédéral-provincial de l'eau potable envisage d'adopter la règle concernant le traitement des eaux de surface qui a été établie aux États-Unis, lesquels se sont fixé un risque d'une infection pour 10 000 personnes par an comme objectif d'exposition à un type particulier de protozoaires dans l'eau potable traitée. Les services de distribution publique d'eau doivent donc pour la plupart procéder à une désinfection en plus d'assurer la filtration. Dans cette optique, le traitement doit réussir à extirper ou à inactiver au moins 99,9 p. 100 de *Giardia* et 99,99 p. 100 des virus.

La désinfection et d'autres méthodes de traitement sont recommandées pour prévenir les maladies d'origine hydrique et assurer la bonne qualité de l'eau potable. Le Sous-Comité fédéral-provincial de l'eau potable fait remarquer qu'il faut également songer aux risques pour la santé associés à l'usage des désinfectants, tels la cancérogénicité.

Résumé

En résumé, pour la plupart des cancérogènes chimiques, les limites d'exposition fondées sur un risque à vie sont plus strictes que les limites correspondantes assignées au total combiné de tous les radionucléides. À l'exception de l'arsenic, les risques à vie de cancer associés aux CMA des cancérogènes chimiques sont considérablement moindres que le risque pour l'ensemble des radionucléides (tableau 3). Toutefois, dans la pratique admise à l'échelle internationale, la dose totale attribuable à tous les radionucléides est évaluée et comparée à la dose cible de référence. On ne cherche pas à évaluer le risque éventuel de tous les contaminants chimiques combinés parce que ces derniers peuvent être très nombreux dans l'eau potable et qu'ils n'ont pas tous fait l'objet d'une évaluation. On ne tient généralement pas compte, ce qui n'est pas le cas pour les radionucléides, du fond naturel quand on fixe des directives en matière d'exposition aux substances chimiques. En outre, l'action de bon nombre de ces substances emprunte toutes sortes de mécanismes qui provoquent l'apparition de différents types de tumeurs. En général, on manque aussi de renseignements sur les interactions possibles entre les contaminants chimiques présents dans l'eau potable ou entre les radionucléides et les agents chimiques [UNSCEAR, 1982].

Pour harmoniser les recommandations relatives aux agents chimiques dans l'eau potable à celles qui portent sur les radionucléides, il faudrait tenir compte de plusieurs questions fondamentales en jeu dans l'évaluation et la gestion du risque. On adopte des critères quant aux radionucléides afin de protéger la santé de la population compte tenu d'un certain degré de risque, mais les doses réelles sont généralement beaucoup plus faibles. En ce qui concerne les substances chimiques, on préconise les concentrations les plus faibles qu'il soit possible d'atteindre pour protéger la santé humaine tout en optimisant les coûts de l'opération. Pour en arriver à une harmonisation, il faudrait régler des problèmes techniques, réglementaires et juridictionnels et répondre à la question fondamentale de savoir si cette harmonisation présenterait des avantages pour la santé publique. Les discussions futures sur l'harmonisation devraient se dérouler dans un contexte plus vaste où l'on tiendrait compte de toutes les préoccupations pertinentes en matière de santé publique. Ainsi, il y a lieu d'évaluer les effets des agents microbiens sur la santé de la population en plus de ceux des produits chimiques et des radionucléides dans l'eau potable.

Tableau 3. Risques estimatifs à vie de cancer attribuables à certains agents cancérogènes présents dans l'eau potable au Canada*

Agent	Risque par million de personnes fondé sur une exposition continue aux concentrations maximales admissibles ou aux concentrations maximales provisoires
Arsenic	890
Benzène	3,1 – 34
Benzo(a)pyrène	0,5
Tétrachlorure de carbone	1,7 – 5,2
Dichloroéthane 1,2	8
Dichlorobenzène 1,4	0,6 – 2,2
Dichlorométhane	0,085
Trichloro-2,4,6-phénol	2,2
Trihalométhanes (chloroforme)	3,6
Chlorure de vinyle	10
Total des substances radioactives combinées dans l'eau potable**	400

* Tiré des *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, documents justificatifs, version de 1995, élaborée conjointement par Santé Canada et les provinces.

** Comme les directives concernant les radionucléides reposent sur une dose de référence et non sur les concentrations réelles dans l'eau, les concentrations maximales admissibles sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur aux teneurs actuellement observées dans les Grands Lacs, par exemple.

5. Discussion

Il est techniquement impossible de supprimer totalement les expositions aux cancérogènes synthétiques ou naturels présents dans l'environnement. Si un cancer peut se déclarer quel que soit le niveau d'exposition (c.-à-d., selon l'hypothèse de relation linéaire sans seuil), la suppression totale du risque éventuel n'est pas possible. Il faut donc adopter une notion opérationnelle de la sécurité qui soit plus pratique que celle du risque zéro. Dans cette optique, on part du concept de risque *acceptable* ou *essentiellement négligeable* pour déterminer les niveaux d'exposition auxquels on commence à réglementer les cancérogènes. En évaluant les risques entraînés par le rayonnement ionisant et les produits chimiques génotoxinogènes, on contribue à construire une base sur laquelle on peut s'appuyer pour recommander des limites admissibles.

Pour savoir dans quelle mesure il faudrait lutter contre les cancérogènes ambiants, il faut tenir compte des risques d'effet sur la santé et de leur importance, de l'utilité des pratiques ou de l'industrie qui y sont associées, des coûts de l'atténuation et des priorités de l'édifice social, le tout conformément aux lois qui régissent la réglementation des cancérogènes. On pourrait donner de la sécurité, pour ce qui est du risque de cancer, la définition opérationnelle suivante, qui concorde avec l'hypothèse de relation linéaire sans seuil : des niveaux d'exposition très bas, mais non nuls, susceptibles de réduire le risque dans toute la mesure du possible compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Cette définition donne à la gestion du risque d'autres solutions que la totale élimination de l'exposition [Hrudey et Krewski, 1995].

L'objectif des stratégies de gestion des risques associés aux rayonnements est jusqu'ici de ramener les doses auxquelles le public est exposé par suite des pratiques réglementées à des niveaux faibles en comparaison de l'irradiation naturelle inévitable, en trouvant un juste milieu entre les coûts et les avantages. Pour ce qui est de l'exposition aux cancérogènes chimiques, l'objectif est de la réduire dans toute la mesure permise par le coût de l'atténuation ou de la prévention et les meilleures techniques existantes d'application rentable.

Il n'est pas facile de résorber l'écart entre les pratiques de gestion du risque et les degrés de risque jugés *acceptables* à l'égard du rayonnement ionisant et des agents chimiques génotoxinogènes présents dans l'environnement. Encore que les principes de gestion du risque soient semblables, il existe de fortes divergences en raison des grandes différences de comportement entre le rayonnement ionisant et les agents chimiques génotoxinogènes, des principales sources de données utilisées pour évaluer le risque, de la plage dans laquelle on a caractérisé les relations dose-effet, ainsi que du degré auquel on a caractérisé les différences spécifiques d'organe et d'espèce à l'égard des effets cancérogènes et auquel on a intégré ces différences aux méthodes d'évaluation [NCRP, 1989]. Toutefois, le rapport 1989 du NCRP ne s'intéresse pas aux limites d'exposition ni au *caractère acceptable* des risques et est en ce sens peu utile pour le présent rapport.

On constate également de grandes différences au chapitre des concentrations naturelles qui sont prises en considération et auxquelles on compare souvent les effets des sources réglementées de rayonnement ionisant et de substances chimiques génotoxinogènes. Toutes les radioexpositions, qu'elles soient d'origine naturelle ou artificielle, sont traitées collectivement quand on les compare aux doses d'irradiation naturelle. Par contre, les agents chimiques sont comparés individuellement à leurs équivalents quand ils existent à l'état naturel, et non au fond complet de cancérogènes naturels, puisqu'on prend généralement comme hypothèse que les doses de substances chimiques différentes ne s'additionnent pas, mais que les effets peuvent dépendre des interactions entre des contaminants bien précis.

En outre, pour ce qui est de l'établissement de critères relatifs aux rejets de substances chimiques dans l'environ-nement, le souci ultime est parfois la protection de la santé écologique et non celle de la santé humaine si on présume que d'autres espèces que la nôtre sont plus sensibles aux effets nocifs. Ainsi, en Ontario, les limites de rejet dans les voies navigables dépendent généralement des effets toxiques pour la vie aquatique. Pour ce qui est du rayonnement, la CCEA tient principalement compte de la santé humaine, en se disant que relativement aux effets cancérogènes, la protection de la santé de notre espèce suppose automatiquement la protection de la qualité de l'environnement [CIPR, 1977, 1991]. Cette hypothèse a toutefois été suffisamment critiquée pour qu'on inclue les « rejets de radionucléides des installations nucléaires (impact sur les biotes non humains) » dans la liste la plus

récente des *substances d'intérêt prioritaire* établie en vertu de la LCPE. Il s'ensuit que les rejets de radionucléides subissent actuellement une évaluation du risque écologique aux termes de la LCPE dont l'objet est de déterminer s'ils sont toxiques ou non selon la définition donnée à ce terme à l'article 11 de la LCPE. Si l'on constate qu'ils sont *toxiques au sens de la LCPE*, il faudra gérer les rejets de radionucléides des installations nucléaires conformément à la *Politique de gestion des substances toxiques* du gouvernement fédéral.

La radioprotection repose sur une échelle de priorités bien établie, admise depuis de nombreuses années. La première priorité est la prévention des effets immédiats exercés sur la santé par l'exposition aux rayonnements ionisants, tant parmi les travailleurs qu'au sein de la population en général. Les priorités suivantes portent sur la réglementation des effets à long terme de l'exposition à de faibles doses de rayonnement compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Encore qu'aucun effet immédiat ne résulte de ce type d'exposition à faible débit de dose, on présume que les possibilités d'apparition d'un cancer à une date ultérieure dépendent de la dose cumulative reçue au cours d'une longue période. On insiste donc, quand on réglemente la radioexposition, sur les moyennes à long terme, le plus souvent les moyennes annuelles.

Étant donné que les rayonnements et les tissus ont fondamentalement les mêmes interactions, quel que soit leur type, on peut évaluer collectivement les risques posés par l'ensemble des rayonnements et l'ensemble des radionucléides en affectant une série de facteurs de pondération moyens qui tiennent compte du pouvoir nocif des rayonnements, de la sensibilité des divers tissus à la cancérogenèse et de la gravité des types de cancer. Cette démarche s'oppose à l'évaluation du risque chimique, qui traite tous les cancers plus ou moins de la même façon.

La gestion du risque associé aux rayonnements repose sur un système de doses limites recommandées par la Commission internationale de protection radiologique. La CIPR recommande pour le public des doses limites fondées sur la frontière entre les risques *inacceptables* et les risques *tolérables*. Ces limites sont calculées en fonction de ce qui est jugé *acceptable* en fait de risque et sur les variations de la dose de rayonnement de fond inévitable. Les pratiques humaines qui provoquent des doses faibles en comparaison du rayonnement de fond, si elles ne se justifient pas automatiquement, sous-entendent cependant que le risque couru par l'individu exposé n'est pas considérablement modifié par la nouvelle pratique. La CIPR laisse entendre que l'exposition continue de la population à des pratiques délibérées qui, pendant des années, atteignent la limite ou en sont proches, n'est pas acceptable. Il faut maintenir les expositions réelles en dessous de la dose limite légale en appliquant le principe ALARA, selon lequel l'exposition doit être au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux.

C'est en portant attention à ce principe qu'on a maintenu à de faibles doses l'exposition du public au rayonnement ionisant. La CCEA exige que ceux qui détiennent un permis d'exploitation de centrale nucléaire prouvent que le fonctionnement de l'installation ne suscite pas, par groupe de radionucléides, une dose annuelle supérieure à 0,05 mSv pour les membres de la population la plus à risque. La CCEA estime qu'administrer cette preuve équivaut à respecter le principe ALARA. Les émissions sont soumises à une surveillance constante, et si celles d'une semaine donnée dépassaient les niveaux de fonctionnement indiqués, le détenteur de permis devrait examiner les procédés et la conception de l'installation afin de déterminer les mesures qui s'imposeront le cas échéant pour atteindre les objectifs annuels en matière de rejets. En 1994, la dose annuelle maximale à laquelle le public était exposé du fait de la présence des centrales nucléaires au Canada a été d'environ 0,01 mSv pour un sujet hypothétique vivant en plein air 24 heures sur 24 et toute l'année près du périmètre de la centrale. Les doses reçues par les populations installées plus loin étaient considérablement moindres. Ces doses se situent bien en dessous de la limite légale de 5 mSv par an précisée dans les permis délivrés par la CCEA, ainsi d'ailleurs que de la limite de 1 mSv par an, correspondant au rayonnement de fond, que la CCEA se propose d'adopter pour le public. Le risque à vie théorique associé à une exposition de 0,01 mSv est inférieur à cinq sur cent mille, ou 0,5 p. 100 environ du risque associé au rayonnement naturel.

Les pratiques de gestion du risque à l'égard de l'exposition aux produits chimiques ont été adoptées à l'origine par suite de l'inquiétude suscitée par les additifs et les contaminants alimentaires cancérogènes; dans les années 60 et 70, elles ont débouché sur la réglementation des industries qui rejettent des substances chimiques dans l'environnement. Quand on réglemente l'exposition attribuable aux industries productrices ou utilisatrices d'agents chimiques, on fixe généralement les émissions admissibles à l'égard de chaque substance au niveau le plus bas possible compte tenu du risque pour l'environnement et la santé et de la meilleure technologie existante d'application rentable.

Le facteur pollution de fond est implicitement intégré au concept de meilleure technologie économiquement réalisable (en ce sens qu'on ne dispose souvent pas de techniques à coût raisonnable pour réduire les niveaux élevés de pollution naturelle), mais on procède par substance chimique et non en comparant tous les cancérogènes chimiques au fond total de cancérogènes naturels. Les substances chimiques de synthèse doivent souvent être maintenues à de très faibles concentrations puisqu'elles n'existent pas à l'état naturel dans l'environnement.

En l'absence de modèle général de la cancérogénicité pour tous les agents chimiques, il est impossible d'établir une limite d'exposition maximale absolue équivalente à la dose limite imposée par la CIPR à l'égard des rayonnements. On détermine plutôt les limites de rejet des cancérogènes de façon ponctuelle. Par exemple, l'Ontario exige que les émissions atmosphériques brèves (30 minutes) de cancérogènes ne dépassent pas 15 fois les critères applicables à la qualité de l'air ambiant pour certains contaminants, critères généralement fondés sur un risque à vie d'un sur cent mille à un sur un million (10^{-5} à 10^{-6}). Santé Canada ne recommande en général pas de niveaux de risque

pour les cancérogènes chimiques, jugeant plus pertinent de faire reposer les formules de gestion sur les consultations avec les parties en cause et sur une analyse des risques et des avantages fondée sur le coût et la faisabilité. Ainsi, pour élaborer les recommandations relatives à la qualité de l'eau potable, on a basé les concentrations maximales admissibles sur un risque à vie *essentiellement négligeable* de un sur cent mille à un sur un million (10^{-5} à 10^{-6}) si la chose est réalisable. Toutefois, les risques réels afférents aux recommandations relatives aux cancérogènes varient entre un sur mille et un sur dix millions (10^{-3} à 10^{-7}) pour des raisons pratiques (les valeurs proviennent du tableau 3).

Comme il en va pour la radioexposition, on insiste sur l'exposition cumulée à long terme aux cancérogènes chimiques. Si les limites ou les recommandations sont dépassées, les pouvoirs de réglementation peuvent prendre plusieurs mesures, tout dépendant de la nature de l'infraction et du caractère exécutoire des limites. On peut notamment enregistrer le nombre de jours par année où les limites recommandées sont dépassées, émettre des avis sanitaires à l'intention de la population, fermer temporairement la source de contaminant (p. ex., un réseau municipal de distribution d'eau) ou intenter un procès à la partie responsable. Par contre, l'exposition de courte durée est importante dans la réglementation des risques microbiologiques, dont les effets sur la santé peuvent s'observer en l'espace de quelques jours ou de quelques semaines.

La recherche du juste milieu entre les risques et les avantages intervient amplement dans la réglementation des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes, même si l'application formelle de ce principe est moins bien développée pour ces derniers. On adopte cette démarche pour élaborer les stratégies de gestion du risque à l'égard des substances considérées comme toxiques aux termes de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et classées dans la liste II de la *Politique de gestion des substances toxiques*. Les risques et les avantages pour la santé sont également pris en considération dans la gestion des risques microbiologiques relatifs à l'eau potable. Dans ce cas, il faut trouver un juste milieu entre les effets exercés sur la santé par les désinfectants chlorés et les produits chimiques organiques cancérogènes dans les eaux de distribution municipales et la protection de la population contre les maladies infectieuses.

L'hétérogénéité des risques possibles pour la santé associés aux doses limites légales des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes suscite souvent des litiges entre les différents groupes sociaux. En pareil cas, il faut souligner les principes fondamentaux qui interviennent dans la réglementation. Les limites légales de radioexposition s'appliquent à l'ensemble des pratiques réglementées et représentent une valeur maximale en dessous de laquelle il faut maintenir l'exposition réelle, en la réduisant dans toute la mesure du possible. Les limites légales relatives aux produits chimiques valent pour chacun des contaminants pris séparément, et comme elles se fondent sur une concentration réalisable, elles sont généralement plus proches des niveaux d'exposition réels. Dans l'un et l'autre cas, le risque excédentaire associé aux pratiques réglementées de modifie pas sensiblement le risque global que les populations courent.

Par exemple, le Comité consultatif de la sûreté nucléaire a procédé à l'analyse critique du risque d'accidents mortels de toute origine attribuables à la production d'électricité au Canada [CCSN-10 , 1991 (Rev.)]. Pour ce faire, il a évalué les risques présentés par les activités normales et les accidents prévus dans les principaux réseaux d'électricité du Canada, entre autres ceux qu'entraînent l'approvisionnement en carburant, le transport de carburant, la construction des centrales, leur exploitation et la gestion de leurs déchets. Le CCSN a conclu que le risque d'accidents mortels au sein de la population par gigawatt-année d'électricité produite au Canada grâce aux techniques de pointe se situait entre 4,5 et 7 pour les centrales au charbon, entre 0,06 et 0,3 pour les centrales nucléaires et entre 0,003 et 0,04 pour les centrales hydroélectriques.

Le *Science Advisory Board* de l'EPA a comparé les mérites respectifs de la réglementation distincte du rayonnement ionisant et des cancérogènes chimiques, d'une part, et de leur réglementation commune, d'autre part [US EPA SAB, 1992]. Dans ce dernier cas, on pourrait imposer l'utilisation des mêmes niveaux de risque à vie comme base des correctifs ou de la réglementation (p. ex., un sur dix mille, ou un sur mille si les mesures d'atténuation ne sont pas faciles à prendre) ou utiliser tout simplement le même cadre d'action sans exiger l'utilisation des mêmes valeurs de risque à vie. Le *Science Advisory Board* n'a rien recommandé en matière d'harmonisation dans son rapport. La question de l'harmonisation des démarches de réglementation des risques présentés par les rayonnements et les produits chimiques a également été traitée par Kocher et Hoffman [1991] et par Overy et Richardson [1995].

Le tableau 4 reprend sommairement les valeurs tirées de plusieurs sources citées dans le texte; on y trouvera une utile comparaison entre les risques de cancer courus par le public en raison des rayonnements ionisants et les risques afférents aux substances chimiques. Nous n'avons pas insisté dans le présent rapport sur le détail précis des différentes stratégies de gestion du risque, mais on peut considérer le tableau 4 comme un résumé des résultats de cette gestion (c.-à-d., le risque qui demeure après mise en œuvre des stratégies). À l'exception du tabagisme, qui est un risque bien caractérisé [Illing et Kaiserman, 1995], toutes les valeurs énumérées sont théoriques. Toutes les données du tableau sont des limites supérieures maximales estimatives fondées sur l'hypothèse prudente de relation linéaire sans seuil. Encore qu'on estime faibles les risques entraînés par l'exposition à chaque agent chimique présent dans l'environnement, ces agents sont si nombreux qu'ils peuvent engendrer un risque cumulé éventuellement supérieur à celui de l'exposition à tous les radionucléides ambiants. Il peut aussi y avoir synergie ou antagonisme entre la radioexposition et l'exposition aux produits chimiques [UNSCEAR, 1982].

Tableau 4. Risques estimatifs à vie de cancer provoqué par les agents chimiques et les radionucléides (tous les chiffres sont des approximations grossières)

Agents	Risque par million de personnes fondé sur une exposition continue aux concentrations moyennes dans l'environnement
Sources industrielles :	
• Tous les agents chimiques combinés	environ 1 400 [a]
• Tous les radionucléides combinés	< 1 [b]
Eau potable : sources industrielles, naturelles et autres combinées	
• Tous les produits chimiques combinés	inconnu
• Tous les radionucléides combinés	< 1 [c]
Sources naturelles :	
• Radon dans les maisons	2 500 [d]
• Autres sources de radioactivité	4 000 [e]
• Substances chimiques d'origine naturelle dans les aliments	inconnu [f]
Tabagisme (cigarette)	93 500 [g]

Nota : La mortalité attribuable au cancer au Canada est de 280 000 par million [Statistique Canada, 1993, 1995].

a) Données américaines tirées de Doll et Peto [1981], Gough [1990] et Travis et Hester [1991]. Il est difficile de se procurer des données comparables pour le Canada. La plage est de 700 à 5 600 par million de personnes exposées. Ces chiffres ont généralement été obtenus pour les produits chimiques par des méthodes normalisées, mais il se peut qu'ils soient très prudents (c.-à-d., trop élevés) comme nous le faisons remarquer dans le corps du présent rapport.

b) Données tirées des évaluations du risque de la CIPR [1991] et des évaluations de la dose collective absorbée par i) les personnes domiciliées dans un rayon de 30 km autour des centrales nucléaires du Canada [Myers et coll., 1994], et ii) la population du fait de l'existence des installations de raffinage et de conversion de l'uranium et des usines de fabrication de combustibles, calculées grâce aux données de la CCEA. La dose collective totale reçue par la population canadienne en raison de ces sources était d'environ 3 p-Sv par an. La dose collective totale reçue au Canada par suite de la répartition mondiale des radionucléides à période longue produits par l'énergie nucléaire est négligeable en comparaison [UNSCEAR, 1993].

c) Valeur fondée sur l'hypothèse que, pour la plupart des Canadiens et Canadiennes, la principale source de radioactivité dans l'eau potable est le tritium émis par les essais d'armes nucléaires, au niveau actuel d'environ 10 Bq/L (le chiffre de 7 000 Bq/L d'eau donné dans les recommandations équivaut à 0,1 mSv par an).

d) Valeur fondée sur les évaluations du risque données dans la publication 65 de la CIPR [1993] et une moyenne mesurée d'environ 30 Bq émis par le radon/m^3 d'air dans les foyers du Canada [Létourneau et coll., 1992].

e) Valeur fondée sur les évaluations du risque de la CIPR [1991] et une exposition moyenne de la population canadienne de 1 mSv/an en raison des sources de rayonnement naturel autre que le radon.

f) Aucune valeur sûre n'a été publiée. On pourrait avancer le chiffre estimatif d'environ 10 000 en présumant que quelque 10 p. 100 du risque total de cancer attribué au régime alimentaire par Doll et Peto [1981] (voir tableau 2) pourraient être attribués aux cancérogènes naturels présents dans les aliments [Ames et coll., 1990]. On présume également que 28 p. 100 de tous les décès survenus au Canada sont dus au cancer aux taux actuels [Statistique Canada, 1993, 1995]; si le total des cancers non mortels est pondéré en accord avec la CIPR [1991], le préjudice total causé par tous les cancers est supérieur d'environ 18 p. 100 à celui des seuls cancers mortels.

g) Données obtenues en attribuant 33 p. 100 de tous les décès par cancer au tabac, et surtout à la cigarette [Peto et coll., 1981] (voir tableau 2), et en supposant que 28 p. 100 de tous les décès qui surviennent actuellement au Canada sont attribuables au cancer.

Nous avons essayé dans le présent rapport de donner un aperçu des méthodes et des démarches adoptées pour évaluer et gérer les rayonnements ionisants et les agents chimiques génotoxinogènes soumis à la réglementation. Si l'on constate des différences d'un système à l'autre, les deux semblent protéger efficacement la santé publique aux niveaux d'exposition ambiante réels, compte tenu de l'absence d'effets sur la santé observables par les méthodes épidémiologiques actuelles. On trouvera au tableau 5 une synthèse des ressemblances et des différences importantes.

Tableau 5. Comparaison des volets évaluation du risque et gestion du risque pour les rayonnements ionisants et les agents chimiques cancérogènes

Évaluation du risque	Rayonnements ionisants	Agents chimiques cancérogènes
Sources de contaminants	Naturels et artificiels	
Nombre de cancérogènes possibles	Assez stable et connu	Le nombre continue à augmenter
Types d'effets aux niveaux d'exposition ambiante	Effets cancérogènes indiscernables des cancers dus à d'autres raisons	
	Effets héréditaires contestables	Effets comme l'hypersensibilité immunologique
Sources de données sur les risques	Surtout les études épidémiologiques relatives à l'espèce humaine	Surtout les études toxicologiques sur les animaux
Démarche d'évaluation du risque	Toutes les expositions sont évaluées selon une seule et même démarche unificatrice	La démarche diffère selon l'agent
Extrapolation du risque	Extrapolation des données relatives à une dose élevée selon l'hypothèse de la relation linéaire sans seuil Certaines indications d'effets de seuil pratiques pour certains radionucléides	Extrapolation des données relatives à une dose élevée selon l'hypothèse de la relation linéaire sans seuil pour les cancérogènes génotoxinogènes Indications d'effets de seuil pour les cancérogènes non génotoxinogènes
Évaluations du risque	Comprennent le risque de cancer mortel, plus une marge pour les cancers non mortels pondérés en fonction de la gravité du type de cancer et de sa facilité de guérison, de la durée de vie perdue ou compromise, du risque de graves affections héréditaires	Les différents types de cancer sont généralement soignés de la même manière, sans pondération
Incertitude des évaluations du risque	Incertitude généralement moindre parce qu'on se fonde sur des données humaines	Incertitude généralement plus grande parce qu'on se fonde sur des données animales Manque de données pour de nombreux produits chimiques
Gestion du risque	**Rayonnements ionisants**	**Agents chimiques cancérogènes**
Objectif	Réduire le risque, reconnaître les facteurs économiques et sociaux	
Sources des recommandations sur les limites d'exposition	Système de radioprotection recommandé à l'échelle internationale	Moins de recommandations internationales, conseils généraux donnés par des organisations nationales et internationales Les limites sont généralement fixées au niveau le plus bas qu'il soit raisonnable d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux. Les limites pour les cancérogènes dans l'eau potable peuvent varier de 1 à 10 000 en ce qui concerne le risque théorique

Tableau 5. Suite

Gestion du risque	Rayonnements ionisants	Agents chimiques cancérogènes
Principes de réglementation de l'exposition	Limite fondée sur le risque acceptable et les variations du rayonnement naturel inévitable	La limite prévue pour chaque cancérogène vise un risque à vie de 10^{-5} à 10^{-6}, tout dépendant de la meilleure technologie disponible économiquement réalisable, des niveaux de fond, etc. Les limites individuelles ne sont pas comparées au fond total de cancérogènes naturels
	Limite fondée sur des facteurs propres à la santé humaine	La santé humaine est généralement le facteur esentiel, mais les limites reposent parfois sur des facteurs écologiques
	Les expositions réelles doivent être maintenues au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux	Les limites sont valables pour chaque agent chimique, souvent par une seule voie d'exposition
	La limite vise toutes les expositions attribuables à l'ensemble des pratiques réglementées	Personne n'a essayé de calculer le risque total associé à toutes les limites individuelles
	Le risque total de tous les effets sur la santé est facile à calculer à partir des recommandations internationales	
Mode de mise en œuvre	Limitation de la dose : les doses limites prévues pour la population sont inférieures aux limites professionnelles Optimisation du rapport risques-avantages Réglementation à la source pour les pratiques réglementées, ainsi qu'au point d'utilisation	
Doses limites imposées à l'industrie pour la population	Les limites opérationnelles des installations nucléaires reposent sur les niveaux réalisables, beaucoup plus faibles que la dose limite légale	Les limites d'exploitation imposées à l'industrie se fondent sur les niveaux réalisables et sont semblables aux valeurs d'exposition réelles
Approche fondée sur l'analyse risques-avantages	La méthode manque d'uniformité, mais elle est en grande partie destinée à optimiser la protection de la santé. La CCEA a recommandé de fixer une limite pécuniaire au coût de la prévention des décès prématurés par réduction de la radioexposition d'origine industrielle	Cette approche a toujours été moins envisagée pour les agents chimiques, encore qu'on l'adopte en vertu de la LCPE et dans le contexte de la meilleure technologie économiquement réalisable. Pas de limite fixée pour le coût de la prévention d'un décès prématuré par réduction de l'exposition aux cancérogènes chimiques

6. Conclusions

Il est impossible de faire disparaître complètement les agents cancérogènes de notre environnement. Puisque les agents cancérogènes peuvent présenter certains risques pour l'espèce humaine quel que soit le niveau d'exposition, on se doit d'évaluer et de gérer les risques éventuels associés à ces agents.

Au Canada, la pratique en matière de réglementation impose des doses limites d'exposition aux rayonnements ionisants et aux substances chimiques cancérogènes. Cependant, on ne s'entend pas sur ce qui constitue un degré de risque *acceptable* en la matière. Au contraire, le degré de risque estimé *acceptable* eu égard aux limites légales et aux recommandations présente des écarts allant jusqu'à un million de fois. Ces recommandations tiennent compte à des degrés divers de l'application et de l'agent ou du procédé précis à réglementer, des avantages économiques et sociaux et de la technologie exploitable.

Les méthodes d'évaluation des risques associés aux rayonnements ionisants et aux agents chimiques génotoxinogènes sont bien établies et généralement semblables en principe. L'évaluation du risque consiste d'abord à détecter le danger puis, si l'on dispose des données suffisantes, à déterminer la relation dose-effet. Cette façon de procéder permet d'estimer les effets néfastes pour la santé que peut avoir un agent donné, à divers niveaux d'exposition des populations humaines. La relation dose-effet des deux types de risques est présumée être une relation linéaire sans seuil en deçà duquel il n'y aurait aucun effet nocif, ce qui implique qu'il existe une probabilité d'effets néfastes pour la santé à tous les niveaux d'exposition, si faibles soient-ils.

Les données épidémiologiques et toxicologiques sont utilisées pour évaluer les risques associés tant aux rayonnements qu'aux agents chimiques. Toutefois, l'évaluation des risques associés aux rayonnements est fondée principalement sur des études épidémiologiques des survivants des explosions atomiques au Japon, tandis que pour les agents chimiques, les évaluations sont tirées essentiellement d'études toxicologiques sur des animaux. L'avantage des études épidémiologiques est qu'elles permettent d'éviter les extrapolations des espèces animales à notre espèce, mais par contre, les données toxicologiques des études sur des animaux peuvent servir à évaluer les risques éventuels avant l'exposition humaine. Lorsque les conditions de travail et les pratiques médicales passées ont mené à des niveaux d'exposition humaine appréciables, l'expérience a permis de déceler des agents cancérogènes et d'établir la relation dose-effet.

On calcule automatiquement le risque global associé à l'exposition à divers radionucléides par différents modes d'exposition, mais en règle générale on n'essaie pas de déterminer les risques cumulés associés à divers agents chimiques génotoxinogènes, car leurs propriétés varient et leur nombre est pratiquement illimité, sans parler des effets synergétiques et antagonistes éventuels de ces agents. Une autre différence vient du fait qu'il est possible d'établir le coefficient effectif de rayonnement dans divers tissus humains, mais on ne peut généralement le faire pour les agents chimiques cancérogènes, qui ont de multiples points d'impact.

L'appréciation du risque peut comporter une part considérable d'incertitude à de faibles doses d'exposition, en particulier si l'on doit faire des extrapolations en deçà des conditions dans lesquelles les données originales ont été recueillies. On pense que les incertitudes de ce genre sont plus faibles dans l'appréciation du cancer radio-induit que dans celle du cancer provoqué par des agents chimiques, surtout en raison de la nature des données généralement utilisées dans chaque cas et des mécanismes relativement bien connus de la cancérogenèse des rayonnements, contrairement aux mécanismes beaucoup moins bien connus des agents chimiques génotoxinogènes. Le groupe de travail mixte estime qu'il importe de caractériser les incertitudes dans toutes les évaluations du risque et insiste sur l'importance de le faire dans la mesure du possible.

Les stratégies de gestion du risque associé tant aux rayonnements ionisants qu'aux agents chimiques géno-toxinogènes sont également bien établies et semblables en principe. En effet, dans les deux cas, les limites d'exposition sont réglementées et l'on applique le principe ALARA (c.-à-d. que le risque devrait être au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre compte tenu des facteurs économiques et sociaux). Toutefois, ce principe n'est pas appliqué de la même manière aux deux types de risque. Les fondements des limites réglementaires de l'exposition diffèrent

selon qu'il s'agit de risques associés aux rayonnements ou aux agents chimiques, notamment en ce qui concerne l'exposition de sources naturelles, le calcul de l'exposition des espèces autres que la nôtre ainsi que l'intégration des effets résultant de l'exposition à plus d'une source et des risques à long terme consécutifs à l'ingestion. L'application du principe ALARA a un caractère plus officiel en radioprotection, mais le principe n'est appliqué systématiquement à aucune des deux stratégies. Les stratégies de gestion du risque associé tant aux rayonnements ionisants qu'aux agents chimiques génotoxinogènes utilisent des méthodes comme les limites imposées à la source, les contrôles au point d'utilisation et l'éducation, mais elles présentent aussi des différences, comme on le constate au tableau 5.

Il n'est pas possible de déterminer si l'exposition ambiante aux rayonnements ionisants ou aux agents chimiques génotoxinogènes pose un plus grand risque de cancer à l'heure actuelle. Bien que les risques associés à l'exposition aux agents chimiques présents dans l'environnement soient généralement faibles, le très grand nombre de substances chimiques existantes peut entraîner un risque cumulatif supérieur à celui résultant de toutes les expositions à des radionucléides rejetés dans l'environnement dans le cadre d'activités réglementées. En outre, des incertitudes se posent en raison des connaissances divergentes quant aux mécanismes des deux types de risques. Pour compliquer encore les choses, il est difficile de prévoir et de gérer les effets synergétiques ou antagonistes, qui se manifestent parfois en ce qui a trait aux agents chimiques génotoxinogènes. Les incertitudes que comportent les prévisions des risques à de faibles doses d'exposition établies par extrapolation à partir des doses élevées rendent encore plus difficiles les comparaisons.

Le groupe de travail mixte constate que les stratégies de gestion des risques associés aux pratiques réglementées tant dans le cas des rayonnements ionisants que des agents chimiques génotoxinogènes fournissent un haut degré de protection de la santé, en l'absence d'effets néfastes pour la santé observables à l'aide de méthodes épidémiologiques.

Les membres du groupe de travail mixte estiment à l'unanimité qu'il ne serait pas utile à l'heure actuelle d'essayer d'harmoniser la réglementation relative aux rayonnements ionisants à celle relative aux agents chimiques génotoxinogènes. Cependant, il y aurait lieu d'examiner les possibilités de le faire dans l'avenir. On devra alors déterminer si une telle harmonisation présenterait des avantages du point de vue de la santé publique. En outre, les discussions devraient se dérouler dans une plus large perspective, intégrant toutes les questions de santé publique pertinentes. Par exemple, il serait bon d'examiner les effets que peuvent avoir les agents microbiologiques sur la santé publique, en plus de ceux des rayonnements ionisants et des agents chimiques génotoxinogènes.

Remerciements

Le groupe de travail remercie les personnes et les comités ci-dessous pour les commentaires fournis sur les versions antérieures de ce rapport :

Comité consultatif de la radioprotection de la CCEA
Comité consultatif de la sûreté nucléaire de la CCEA
Comité fédéral-provincial-territorial sur l'hygiène du milieu et du travail
Groupe des conseillers médicaux de la CCEA

P. Ayotte, CSP-Québec
M. Bélanger, ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec
R.H. Clarke, National Radiological Protection Board, Angleterre
A.G. Croff, Oak Ridge National Laboratory
N.E. Gentner, Laboratoires de Chalk River
J. Fawell, Water Research Center, Royaume-Uni
G. Jenkins, ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario
T. Kindred, Bowie, Maryland
K. Krishnan, Université de Montréal, Montréal
A.M. Lammerding, Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, Guelph
B.C. Lentle, University of British Columbia
R. Maruska, Ontario Hydro Nuclear
R.O. McClellan, Chemical Institute of Toxicology, Caroline du Nord
E. McCloskey, ministère du Travail de l'Ontario
A.B. Miller, Université de Toronto
J.S. Nathwani, Groupe de propriétaires du CANDU, Toronto
R.V. Osborne, Laboratoires de Chalk River, Chalk River
M. Paquette, Commission de la santé et de la sécurité du travail, Montréal
A.A. Pilt, Mesures d'urgence de l'Ontario, Toronto
N. Rubin, Enquête énergétique
A. Scott, ministère du travail de l'Ontario
L. Smith, ministère de la Santé de l'Ontario, Toronto
E. Worona, Développement des ressources humaines Canada
W. F. Young, Water Research Center, Royaume-Uni

Annexe A : Membres du groupe de travail

D. Krewski (*co-président*)	Santé Canada
D.K. Myers (*co-président*)	Comité consultatif de la radioprotection (CCRP)
B. Ahier	Santé Canada
R.J. Atchison (*secrétaire scient.*)	Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA)
P.L. Birkwood	Santé Canada
A. Boisset	Comité consultatif de la sûreté nucléaire (CCSN)
D. Chambers	Comité consultatif de la radioprotection (CCRP)
M. Gaudry	Comité consultatif de la sûreté nucléaire (CCSN)
D.J. Gorman	Comité consultatif de la radioprotection (CCRP)
J. Harwig	Santé Canada
B. Huston	Santé Canada
M.W. Lupien (*secrétaire scient.*)	Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA)
B. Meek	Santé Canada
D. Meyerhof	Comité consultatif de la radioprotection (CCRP)
A. Nahas	Santé Canada
J.T. Rogers	Comité consultatif de la sûreté nucléaire (CCSN)
B. Thomas	Santé Canada
P.A. Thompson	Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA)
B. Hanna Thorpe	Ministère de l'environnement et de l'énergie de l'Ontario
S. Vlahovich	Groupe des conseillers médicaux

Groupe de travail par correspondance de Santé Canada :

J. Austin	P. Ghadarian
S. Bartlett	J. Salminen
R. Burnett	P.J. Waight
G.R. Douglas	J.M. Zielinski
C. Franklin	

Annexe B : Mandat

Objet

Examiner les ressemblances, les écarts et les incohérences entre le degré de risque jugé *acceptable* en matière de réglementation relative aux rayonnements ionisants et celui jugé *acceptable* en matière de réglementation des risques d'origine chimique et microbiologique.

Moyens

- Examiner sommairement les méthodes scientifiques d'évaluation et de gestion des risques associés aux agents chimiques, aux rayonnements et aux agents microbiologiques.
- Comparer les degrés de risque associés aux recommandations relatives à l'exposition aux agents chimiques, aux rayonnements et aux agents microbiologiques.
- Déterminer les ressemblances et les écarts entre les méthodes d'évaluation et de gestion pour les trois types de risques.
- Explorer les possibilités d'harmonisation de ces méthodes.

Résultats

Le groupe de travail mixte soumettra un rapport au sous-ministre adjoint de la Direction générale de la protection de la santé de Santé Canada et à la présidente de la Commission de contrôle de l'énergie atomique.

Annexe C : Aperçu des responsabilités de gestion du risque

Commission de contrôle de l'énergie atomique

La *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique*[1] régit entre autres choses l'utilisation des matières radioactives et fissiles ou des procédés susceptibles d'intervenir dans une réaction nucléaire en chaîne. La Loi s'applique également à l'importation et l'exportation de substances nucléaires et à la participation du Canada aux activités de l'Agence internationale de l'énergie atomique, ainsi qu'à la conformité aux dispositions du Traité sur la non-prolifération des armes nucléaires et d'autres accords bilatéraux et multilatéraux [CCEA, 1995].

Les exploitants d'installations nucléaires ainsi que les organisations qui utilisent ou possèdent des quantités inhabituelles de matières radioactives au Canada, doivent observer les dispositions de la Loi et de ses règlements d'application. La Loi régit l'exposition professionnelle et publique et oblige aussi les principaux détenteurs de permis à coordonner leur plan d'urgence avec les autorités provinciales, conformément aux exigences de ces dernières. La radioactivité associée aux industries et aux procédés qui ne sont pas visés par la *Loi sur le contrôle de l'énergie atomique* est généralement du ressort des provinces.

La Commission de contrôle de l'énergie atomique (CCEA) administre la Loi et joue un rôle prépondérant dans la réglementation des installations nucléaires et l'utilisation des substances nucléaires. La réglementation des installations nucléaires et des substances nucléaires s'effectue au moyen d'un système de permis. Le détenteur du permis est tenu de surveiller ses installations et de montrer qu'elles sont conformes et que les conditions du permis sont respectées. D'autres inspections indépendantes sont menées par des organismes, notamment des ministères provinciaux et Santé Canada.

Le système d'octroi de permis de la CCEA est administré avec la collaboration de ministères fédéraux et provinciaux en ce qui concerne, entre autres, la santé, l'environnement, le transport et le travail. Les domaines d'intérêt et les attributions de ces ministères sont pris en considération avant l'octroi de permis par la CCEA. Les seuils de rejet et les normes de qualité de l'environnement s'appliquant aux substances non radioactives en vertu des lois fédérales et provinciales pertinentes sont intégrées s'il y a lieu aux permis délivrés par la CCEA.

Les installations nucléaires qui sont réglementées par la CCEA comprennent les réacteurs de puissance et les réacteurs de recherche, les mines, les usines et les raffineries d'uranium, les usines de fabrication de combustible nucléaire, les accélérateurs de particules à haute énergie, les usines d'eau lourde et les installations de gestion des déchets radioactifs. La CCEA est également chargée de réglementer les isotopes radioactifs et les sources radioactives (diagnostics et traitements médicaux, industrie, recherche et produits de consommation).

Les demandes de construction de nouvelles installations ou de modification d'installations existantes sont examinées suivant les dispositions de la *Loi canadienne d'évaluation environnementale*. Si une évaluation approfondie est jugée nécessaire en vertu de la Loi, la CCEA soumet ses observations, ainsi que d'autres ministères et membres du public à la Commission d'évaluation environnementale. Le processus d'octroi du permis par la CCEA est amorcé une fois que le projet est approuvé.

Les requérants doivent soumettre des renseignements détaillés sur la conception des installations proposées, leurs effets sur l'environnement local et leur fonctionnement. La CCEA procède à un examen approfondi des documents soumis à la lumière des lois, des codes de bonnes pratiques et de l'expérience acquise. Les devis proposés doivent respecter rigoureusement les seuils d'émissions dans des conditions de fonctionnement normales ou de dérèglements courants.

Une fois le permis octroyé, la CCEA effectue des inspections pour s'assurer de la conformité des installations et, s'il y a lieu, poursuit les requérants qui ne respectent pas la réglementation ou les conditions d'octroi du permis. En 1992,

1. Le Parlement a adopté une nouvelle loi qui doit remplacer la Loi sur le contrôle de l'énergie atomique. La nouvelle *Loi sur la sûreté et la réglementation nucléaire*, qui tient compte des nombreux changements intervenus depuis l'année 1946 où la loi actuelle a été adoptée, n'était pas encore entrée en vigueur au moment de la publication du présent rapport.

environ 3 800 permis ont été octroyés au Canada et la CCEA a intenté 13 poursuites pour infraction aux conditions d'octroi de permis, principalement sous le motif de surexposition d'un employé [CCEA, 1995b].

Santé Canada

Le rôle premier de Santé Canada est de protéger et d'améliorer la santé des Canadiennes et des Canadiens et de réduire les risques pour la santé au minimum dans la mesure où cela est possible et réalisable. À cet effet, le Ministère évalue les risques associés aux contaminants présents dans les aliments et l'eau; à la fabrication, la vente et l'utilisation des médicaments; aux appareils médicaux; aux pesticides; au milieu de travail et de vie; aux produits de consommation; aux rayonnements ambiants; aux dispositifs émetteurs de rayonnement; au tabac; aux dangers de maladies; ainsi qu'aux catastrophes naturelles et civiles. Le Ministère élabore aussi des stratégies de gestion de ces risques. À Santé Canada, la responsabilité première de la protection de la santé revient à la Direction générale de la protection de la santé.

Dans le cadre de l'évaluation et de la gestion des risques pour la santé, Santé Canada évalue les produits avant et après leur mise en marché; fait de la recherche; supervise le retrait du marché des produits dangereux; effectue des inspections régulières dans des usines de produits alimentaires et pharmaceutiques; négocie des ententes concernant les matières dangereuses en milieu de travail; entreprend des recherches; fournit des services de référence nationale et d'analyse diagnostique; applique des programmes de surveillance nationaux; mène des enquêtes et applique des mesures de contrôle en cas d'urgence épidémiologique; et participe à des comités internationaux. La Direction collabore avec les industries, les scientifiques, les associations professionnelles, les travailleurs et le grand public dans le but de mener ses activités de gestion de ces risques, de protéger la santé et d'informer.

Le rôle global de Santé Canada en matière de santé publique lui est conféré par des lois fédérales, ainsi que des ententes fédérales-provinciales-territoriales, et il est influencé par des accords internationaux. De nombreux programmes à la Direction existent en vertu de lois précises. Les principales lois régissant les risques associés aux rayonnements et aux agents chimiques et microbiologiques sont les suivantes : *Loi sur les aliments et drogues*; *Loi sur les dispositifs émettant des radiations*; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*; *Loi sur les produits antiparasitaires*; *Loi sur la sûreté des produits liés à l'eau potable*; et *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*. D'autres lois fédérales régissent certains aspects de l'évaluation, de l'utilisation ou de la gestion des substances chimiques : *Code canadien du travail*; *Loi sur les pêches*; *Loi sur les produits dangereux*; et *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*.

En matière de santé, Santé Canada est le conseiller principal de la CCEA ainsi que d'autres organismes responsables de la gestion de la radioactivité et le Ministère contribue par des avis aux décisions relatives à la gestion du risque prises par d'autres ministères. Dans bien des cas, l'administration fédérale partage des responsabilités avec les provinces ou transfère des attributions touchant la réglementation dans des domaines comme la santé et l'environnement.

La *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements d'application attribuent de vastes pouvoirs à Santé Canada, qui peut imposer des restrictions sur la fabrication et la vente d'aliments, de cosmétiques, de médicaments et d'appareils thérapeutiques ainsi que sur la publicité les concernant, afin d'assurer la sûreté de ceux-ci et d'empêcher toute supercherie.

La *Loi sur les dispositifs émettant des radiations*, administrée par Santé Canada, s'applique à tous les dispositifs qui émettent des rayons X ou des rayonnements non ionisants en milieu de travail et en milieu clinique (p. ex., appareils de radiographie, lasers, appareils à ultrasons à usage thérapeutiques), ou sont réservés à l'usage personnel (p.ex., fours à micro-ondes, téléviseurs). Les règlements d'application de cette loi précisent les normes de sécurité minimales en matière de conception, de construction, d'étiquetage et de publicité des dispositifs ou de leurs composants. Les normes s'appliquent aux dispositifs aux points de vente et ont trait au rendement de ces dispositifs eu égard à la fonction qu'ils doivent remplir et à leur mode de fonctionnement. La surveillance de l'utilisation des appareils émetteurs de rayonnement est du ressort des provinces, qui réglementent et contrôlent l'exposition qui peut découler de ces appareils (mais non des matières radioactives), ainsi que les activités relatives au cycle des combustibles non nucléaires qui suscitent une exposition professionnelle aux radionucléides.

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE) vise à protéger la santé humaine et l'environnement par la réduction et l'élimination des substances *toxiques* qui existent déjà dans le commerce au Canada, ou sont présents dans l'environnement, et à empêcher l'entrée au Canada de *nouvelles* substances susceptibles d'avoir des effets néfastes pour la santé humaine ou l'environnement. Aux termes de la LCPE, *substance* comprend les rayonnements, les agents chimiques et les produits de biotechnologie. La Loi est administrée conjointement par Environnement Canada et Santé Canada. Le rôle de Santé Canada est d'évaluer les risques que posent pour la santé les contaminants présents dans l'environnement et d'évaluer ceux que pourraient entraîner les nouvelles substances, notamment celles qui sont issues de la biotechnologie. Le Ministère élabore également des stratégies de gestion du risque afin de limiter effectivement l'exposition humaine aux substances toxiques.

La réglementation effective des industries qui produisent ou utilisent des substances chimiques est du ressort provincial. La surveillance de la conformité revient aux industries, ainsi qu'aux provinces qui effectuent une surveillance de conformité supplémentaire et indépendante. Comme condition de délivrance d'un permis, les industries qui rejettent des substances chimiques dans l'environnement doivent élaborer un plan d'urgence en collaboration avec le Conseil canadien des accidents industriels majeurs. Le rejet intentionnel ou non de substances chimiques dans l'environnement peut être visé

par des dispositions particulières de lois fédérales et provinciales, en plus de la *Loi canadiennne sur la protection de l'environnement*, de la *Loi sur les pêches* et de la *Loi sur le transport des marchandises dangereuses*.

La *Politique de gestion des substances toxiques* est une nouvelle politique fédérale destinée, comme son nom l'indique, à gérer les substances toxiques. En vertu de cette politique, toute substance d'origine anthropique qui met longtemps à se décomposer, s'accumule dans les tissus biologiques et est *toxique au sens de la LCPE* ou d'un acte législatif équivalent est qualifiée de substance de la liste I et destinée à l'élimination virtuelle. Pour ce qui est des substances qui répondent à certains de ces critères, mais non à tous (substances de la liste II), l'objectif est d'en prévenir ou d'en limiter le plus possible le rejet pendant tout leur cycle de vie (fabrication, utilisation, transport et élimination), par les techniques de prévention de la pollution. Le commissaire à l'environnement et au développement durable est la personne à qui l'on doit rendre compte de l'application de la politique. Les ministères fédéraux, Santé Canada compris, doivent se conformer à la politique.

La *Loi sur les produits antiparasitaires* et ses règlements d'application sont les principaux instruments qu'utilise le palier fédéral pour réglementer les pesticides au Canada. On entend par *produits antiparasitaires* les insecticides, les herbicides et les champignons. Tout produit de ce genre importé, vendu ou utilisé au Canada doit d'abord être enregistré selon la Loi, qui est administrée par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada. Un pesticide ne peut être attesté aux termes de la Loi à moins que l'Agence n'établisse que les risques pour la santé humaine et l'environnement qui sont associés à son utilisation sont acceptables et que le produit est utile. La Loi confère également le pouvoir de vérifier que les risques et la valeur des pesticides attestés demeurent acceptables. L'attestation des pesticides est du ressort du fédéral, mais l'utilisation des pesticides est de compétence provinciale à l'intérieur de leur territoire. Les vérifications de conformité eu égard aux résidus de pesticides dans les aliments sont effectuées, aux termes de la *Loi sur les aliments et drogues* et de ses règlements, par les laboratoires administrés par Santé Canada, entre autres l'Agence canadienne d'inspection des aliments, de création récente.

La *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* oblige les ministères et les organismes fédéraux à évaluer les effets que pourraient avoir sur l'environnement les projets pour lesquels ils ont un pouvoir décisionnel, que ce soit à titre de promoteur, d'administrateur de territoire domanial, de source de financement ou d'organisme de réglementation. La Loi constitue un moyen efficace et transparent d'intégrer aux décisions concernant les projets mettant en cause le palier fédéral, les facteurs touchant l'environnement, la santé et l'économie ainsi que les préoccupations du grand public. Les deux principales responsabilités suivantes incombent à Santé Canada en vertu de la Loi : pour tous les projets de Santé Canada, s'assurer qu'une évaluation environnementale est effectuée le plus tôt possible, avant que des décisions irrévocables ne soient rendues; et fournir à d'autres ministères fédéraux, aux commissions d'examen public ou aux médiateurs effectuant l'évaluation environnementale qui en font la demande, de l'information ou des renseignements provenant de spécialistes ou d'experts du Ministère.

La qualité de l'eau potable est du ressort des provinces. Un comité fédéral-provincial-territorial élabore des directives nationales concernant les caractéristiques physiques, chimiques, microbiologiques et radiologiques; le comité émet des avis à l'intention du sous-ministre de la Direction générale de la protection de la santé et Santé Canada fournit les services de secrétariat. Les provinces peuvent adopter ces recommandations pour en faire un règlement, ou adopter une réglementation plus stricte si elles le souhaitent. La vérification de la conformité revient aux autorités provinciales ou à l'administration municipale responsable de l'alimentation en eau potable ou encore, dans le cas des puits privés, au propriétaire.

Pour aider les municipalités et les personnes qui sont approvisionnées par des sources privées, la ministre fédérale de la Santé a déposé le projet de *Loi sur la sûreté des produits liés à l'eau potable* en décembre 1996. L'objet de la Loi est de protéger la santé de la population canadienne en empêchant la vente ou l'importation de produits dangereux liés à l'eau potable dans le pays. Cette loi prescrirait l'attestation (par des organismes de certification agréés) des dispositifs de traitement de l'eau, des additifs employés dans ce traitement et des éléments du système à l'égard desquels on a adopté des normes de rendement axés sur la santé. Par exemple, les additifs chimiques tels les désinfectants à base de chlore et le fluorure seraient réglementés, ainsi que les matières qui entrent en contact avec l'eau de consommation traitée et les appareils ménagers de traitement de l'eau. En 1996 et 1997, Santé Canada a tenu des séances de consultation publique pour obtenir des commentaires sur cette initiative.

Les règlements relatifs à la contamination microbiologique des aliments sont adoptés sous le régime de la *Loi sur les aliments et drogues*. De plus, on gère les risques d'origine microbiologique grâce au dépistage des infections et des maladies humaines, à la surveillance des agents pathogènes microbiologiques et de leurs organismes indicateurs dans l'environnement (c.-à-d., les aliments des animaux et des humains, l'eau, le sol et les bestiaux), aux lignes directrices facultatives à l'intention de l'industrie, à la formation des employés et à l'éducation de ceux qui sont chargés de la fabrication ou de la vente de produits sans danger, ainsi que de la population dans son ensemble.

La gestion de l'exposition du public au «point d'utilisation» (p. ex., consommation d'aliments) est partagée par Santé Canada et les provinces. La *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements d'application s'appliquent à tous les aliments en vente au Canada; ils sont complétés par la *Loi sur les pêches* ainsi que la *Loi sur l'inspection des viandes*. La vérification de la conformité est effectuée par Santé Canada, par l'intermédiaire des bureaux régionaux de la Direction de la protection de la santé. Les provinces administrent certains aspects de la production et de l'inspection locales des aliments.

Collaborations avec des organisations internationales

Le Canada a des échanges avec de nombreuses organisations internationales, dans le but d'uniformiser les méthodes et les mesures d'évaluation et de gestion du risque. Les organismes internationaux sont strictement des organes consultatifs n'ayant aucun pouvoir de réglementation; le gouvernement fédéral détient de vastes pouvoirs de réglementation des risques pour la santé et l'environnement.

En matière de radioprotection, le Canada se fie largement aux études et aux dépouillements de données scientifiques internationales, notamment les rapports du Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR), ainsi qu'aux organismes nationaux comme le *Biological Effects of Ionizing Radiation* (BEIR) des États-Unis pour les évaluations des risques associés aux rayonnements. Santé Canada et la Commission de contrôle de l'énergie atomique contribuent à cet égard soit en fournissant un soutien, soit directement par des projets de recherche.

Pour ce qui est de la gestion des risques associés aux rayonnements, le Canada compte encore une fois largement sur les recommandations internationales, en particulier celles de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR). Le Canada participe aussi activement aux activités de l'Agence internationale de l'énergie atomique (AIEA), de l'Agence de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) pour l'énergie nucléaire et de l'Organisation mondiale de la santé (OMS), dans le but de conclure des ententes internationales et d'harmoniser les normes et les méthodes. D'autres données scientifiques sont obtenue auprès d'organisations nationales comme la *U.S. Environmental Protection Agency* et l'*American Conference of Governmental and Industrial Hygienists*.

En ce qui concerne l'évaluation et la gestion des risques d'origine chimique, le Canada collabore avec le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), le Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISC), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) et la Commission du Codex Alimentarius. Dans l'ensemble, il n'existe cependant pas d'organisme international qui recommande des formules normalisées de gestion des risques d'origine chimique. En Amérique du Nord, la Commission mixte internationale du Canada et des États-Unis (CMI) fait office d'organe consultatif auprès des deux gouvernements nationaux sur la gestion de la pollution dans les eaux limitrophes transnationales.

Glossaire

acide déoxyribonucléique (ADN)	Matériel génétique qui est présent dans toutes les cellules vivantes et qui contient les instructions codées régissant tous les processus vitaux.
activité	Nombre de désintégrations se produisant par unité de temps dans une substance radioactive. L'unité de mesure est le becquerel (Bq); 1 Bq = 1 désintégration par seconde.
arthride réactionnelle	Atteinte articulaire inflammatoire provoquée par la présence d'un germe dans l'organisme.
cancérogène	Agents chimiques, physiques ou biologiques qui peuvent provoquer un cancer chez une personne ou des animaux de laboratoire.
cancérogénicité	Capacité de provoquer un cancer.
cellule cancérisée	Cellule vivante dans l'organisme dont le matériel génétique a été altéré de telle sorte qu'une série d'autres modifications ultérieures pourrait provoquer un cancer.
cellule souche	Cellule formant la texture des tissus de l'organisme, qui a la propriété de se diviser pour former d'autres cellules.
clonage	Technique de multiplication d'une cellule par mutation, ou manipulation génétique, aboutissant à la formation de clones identiques.
coefficient de dose	Expression fréquemment employée en référence aux facteurs de pondération des tissus et aux facteurs de pondération des rayonnements recommandés par la Commission internationale de protection radiologique. Les facteurs de pondération des tissus servent à convertir la dose en équivalent du dommage biologique résultant de la dose absorbée par tout l'organisme. Les facteurs de pondération des rayonnements servent à convertir la dose absorbée d'un type de rayonnement ionisant (particules alpha, par ex.) en équivalent du dommage biologique résultant de l'exposition à d'autres types de rayonnements (rayons X, par ex.).
coefficient de risque	Augmentation de l'incidence annuelle d'atteintes ou de taux de mortalité par unité de dose résultant de l'exposition à un danger.
dose (de rayonnement)	Selon le contexte, dose absorbée, dose engagée ou dose effective.
dose (d'un agent chimique)	Quantité ou concentration d'une substance absorbée par l'organisme.

dose absorbée	Quantité moyenne d'énergie reçue par le corps ou par tout tissu ou organe exposé au rayonnement ionisant, divisée par la masse respective du corps, du tissu ou de l'organe. L'unité de mesure est le gray (Gy); 1 Gy = 1 joule/kilogramme.
dose collective	Somme des doses individuelles reçues par toutes les personnes exposées à une source de rayonnement donnée. L'unité de mesure est la personne-sievert (p-Sv).
dose effective	Somme des doses équivalentes reçus par différents tissus multipliés chacun par un «facteur de pondération des tissus».
dose engagée	Dose totale d'une substance radioactive qui demeure dans l'organisme toute la vie durant (durée hypothétique de 50 ans après l'incorporation dans le cas d'un adulte et de 70 ans pour un enfant).
dose équivalente	Dose absorbée multipliée par un « facteur de pondération des rayonnements » correspondant aux divers potentiels pour des effets nocifs qui peuvent résulter de l'exposition à divers types de rayonnements. L'unité de mesure est le sievert (Sv). Nota : Étant donné que les facteurs de pondération des rayonnements sont adimensionnels, un sievert correspond aussi à un joule/kilogramme.
dose maximale tolérée	La plus forte dose d'un agent chimique, administrée dans un biodosage de cancérogénicité, généralement choisi pour entraîner un minimum d'effets chroniques.
dose seuil	Dose ou exposition à un agent chimique ou microbiologique, ou au rayonnement ionisant, en deçà de laquelle aucun effet biologique ne s'est produit.
épidémiologie	Étude des facteurs intervenant dans l'apparition de maladies ou de phénomènes morbides ainsi que de leur mode de distribution dans la population.
évaluation du risque	Processus qui consiste à identifier les dangers et à en estimer les risques.
exposition ambiante	Exposition aux agents anthropiques et naturels présents dans l'environnement.
facteur de pondération des rayonnements	Valeur recommandée par la Commission internationale de protection radiologique, et généralement adoptée par les organismes de réglementation nationaux, qui sert à convertir la dose absorbée de divers types de rayonnements ionisants en équivalent de dommage biologique provenant de rayons bêta, x ou gamma.
facteur de pondération des tissus	Valeur recommandée par la Commission internationale de protection radiologique, généralement adoptée par les organismes de réglementation nationaux, qui sert à indiquer la probabilité qu'une unité de dose de rayonnement à laquelle sont exposés des tissus provoquera un cancer chez la personne exposée ou des défauts génétiques graves chez ses descendants.
génotoxinogène	Se dit d'un agent qui altère l'ADN et peut ainsi provoquer un cancer, des troubles génétiques héréditaires ou des anomalies de l'embryon en cours de développement.
gestion du risque	Processus qui consiste à examiner les résultats de l'évaluation du risque ainsi que d'autres facteurs afin de définir et de mettre en oeuvre des stratégies pour limiter ce risque.
hypothèse de relation linéaire sans seuil	Hypothèse selon laquelle le risque de cancer ou d'effet génétique est proportionnel à la dose et voulant qu'il n'y ait pas de seuil en deçà duquel aucun risque d'effets nocifs n'existe.
LOAEL	Plus faible dose avec effet nocif observé (acronyme tiré de l'anglais).

NOAEL	Dose sans effet nocif observé (acronyme tiré de l'anglais).
population critique	Groupe de personnes relativement homogène dont les caractéristiques (situation géographique, âge, habitudes, diète, etc.) sont telles qu'il recevra des doses moyennes de radioactivité, provenant d'une source donnée, ou de sources données, supérieures à celles qui seront reçues par le reste de la population exposée à cette source ou à ces sources.
pouvoir cancérogène	Propriété d'une substance capable de provoquer la croissance d'une tumeur. S'exprime généralement au moyen d'une dose ou d'une concentration associée à une hausse d'incidence des tumeurs donnée.
pratique réglementée	Activité humaine réglementée par les autorités compétentes au palier national, provincial ou municipal.
Principe ALARA	Principe fondamental en gestion du risque, selon lequel la valeur de toutes les expositions doit être au niveau le plus bas qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre, compte tenu des facteurs socio-économiques. (ALARA vient de l'anglais *as low as reasonably achievable*.)
rayonnement ionisant	Rayonnement qui possède une énergie suffisante pour enlever les électrons des atomes.
risque	Mesure de la probabilité et de la gravité d'un effet néfaste. Cette mesure est calculée comme étant la produit des conséquences d'un événement et de la probabilité qu'il se matérialise.
risque *de minimis*	Risque tellement minime qu'il est jugé, en règle générale, sans importance pour un individu ou l'ensemble de la société. Le Comité consultatif de la sûreté nucléaire (CCSN) et le Comité consultatif de la radioprotection (CCRP) estiment qu'une exposition annuelle de 5×10^{-7} est un risque *de minimis*.
syndrome de Guillain-Barré	Type de polyradiculonévrite aiguë.
toxicologie	Étude des effets nocifs de certains agents sur les organismes vivants, notamment sur un individu ou une population.
toxoplasmose congénitale	Maladie parasitaire contractée pendant la vie intra-utérine. Le nouveau-né est généralement asymptomatique à la naissance, mais la maladie se manifeste plus tard sous diverses formes, en particulier une infection de la rétine pouvant provoquer la cécité.
unité infectieuse	La plus petite quantité de particules virales pouvant, en théorie, causer une infection. Pour la plupart des virus (particules virales intactes contenant le génome entier) une seule particule virale peut être infectieuse et contaminer une cellule sensible. En règle générale, on emploie le terme «unité infectieuse» en parlant de particules virales et non de protozoaires ou de bactéries.
urticaire	Affection cutanée caractérisée par des éruptions transitoires sous forme de plaques, accompagnées de démangeaisons, notamment l'urticaire géante et l'urticaire pigmentaire.

Bibliographie

(La bibliographie comprend des références qui nous ont été fournies par les membres du groupe de travail mixte et qui ont servi à la rédaction de la version finale. Ces références ne sont pas nécessairement toutes citées dans le texte.)

AHIER, B.A. et B.L.Tracy. Radionuclides in the Great Lakes Basin, *Environmental Health Perspectives* 103, Supplement 9, 1995, p. 89-101.

ALAVANJA, M.C.R., R.C. Brownson, J.H. Lubin, E. Berger, J. Chang et J.D.Jr. Boice. Residential radon exposure and lung cancer among nonsmoking women, *J. Natl. Cancer Inst.*, 86 : 1829-1837, 1994.

ALBERT, R.E. Carcinogen Risk Assessment in the U.S. Environmental Protection Agency, *Critical Reviews in Toxicology* 24, 1994, p. 75-85.

AMES, B.N. Natural Carcinogens: They're Found in Many Foods, *Health and Environment Digest*, 1990, p. 4-8.

AMES, B.N. et L.S. Gold. *Chemical Carcinogenesis: Too Many Rodent Carcinogens*, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 87, 1990A, p. 7772-7776.

AMES, B.N., L.S. Gold et W.C. Willett. *The Causes and Prevention of Cancer*, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 92, 1995, p. 5258-5265.

AMES, B.N., M. Profet et L.S. Gold. *Dietary Pesticides (99.99% all natural)*, Proc. Natl. Acad. Sci. USA 87, 1990, p. 7777-7781.

AMES, B.N., R. Magaw et L.S. Gold. Ranking Possible Carcinogenic Hazards, *Science* 236, 1987, p. 271-280.

AMES, B.N. Mutagenesis and Carcinogenesis: Endogenous and Exogenous Factors, *Envir. Molec. Mutagenesis* 14, Suppl.16, 1989 p. 66-77.

ANDERSON, E.L. The Risk Analysis Process, p. 3-17 dans *Carcinogen Risk Assessment*, éd.C.C. Travis, Plenum Press, New York and London, 1988.

ANDERSON, T.W. *Ontario Hydro Mortality 1970-1990*, Health and Safety Division, Ontario Hydro, Toronto, Ontario, 1992.

ARMITAGE, P. et R. Doll. Stochastic Models for Carcinogenesis, p. 19-38 dans *Proceedings of the Fourth Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability*, Volume 4, Berkeley, CA. University of California Press, 1961.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION. *Exigences et guide pour l'analyse des risques*, CAN/CSA-Q634-91, 1991.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION. *Risk Management: Guidelines for Decision-Makers*, CAN/CSA-Q850, 1997.

BAILAR, J.C., E.A.C. Crouch, R. Shaikh, et D. Spiegelman. One-Hit Models of Carcinogensis: Conservative or Not? *Risk Analysis* 8, 1988, p. 485-497.

BARIS, D., C. Pomroy et R.M. Chaterjee. *Risks Associated with Radiation: General Information*, AECB INFO-0577, 1995.

BILLEN, D. Spontaneous DNA Damage and its Significance for the 'Negligible Dose' Controversy in Radiation Protection, *BELLE Newsletter* 3, 8-11, 1994. Voir aussi Radiat. Res. 124, 1990, p. 242-245.

BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION COMMITTEE (BEIR-III). *The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: 1980*, U.S. National Academy Press, Washington, D.C., 1980.

BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION COMMITTEE (BEIR-IV). *Health Risks of Radon and Other Internally Deposited Alpha-Emitters*, U.S. National Academy Press, Washington, D.C., 1988.

BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION COMMITTEE (BEIR-V). *Health Effects of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation*, U.S. National Academy Press, Washington, D.C., 1990.

BIOLOGICAL EFFECTS OF IONIZING RADIATION COMMITTEE (BEIR-VI). *Health Effects of Exposure to Radon*, U.S. National Academy Press, Washington, D.C., 1998.

BLASER, M.J., P.H. Chou et A. Nomura. Age At Establishment of Helicobacter Pylori Infection and Gastric Carcinoma, Gastric Ulcer, and Duodenal Ulcer Risk, *Cancer Res.* 55, 1995, 562-565.

BURNETT, R.T., R.E. Dales, M.E. Raizenne, D. Krewski. *Association Between Ambient Carbon Monoxide Levels and Hospitalizations for Cardiac Diseases in Ten Canadian Cities*, Eodiemiology, 1996a, (soumis pour publication).

BURNETT, R.T., J.R. Brook, W. Yung, R.E. Dales, D. Krewski. *Association Between Ozone and Hospitalization for Respiratory Diseases in 16 Canadian Cities*, Environmental Res., 1996, (soumis pour publication).

BURNETT, R.T., R. Dales, D. Krewski, R. Vincent, R. Dann, J.R. Brook. Associations Between Ambient Particulate Sulfate and Admissions to Ontario Hospitals for Cardiac and Respiratory Diseases. *American Journal of Epidemiology* 142, 1995, 15-22.

BURNETT, R.T., R.E. Dales, M.E. Raizenne, D. Krewski, P.W. Summers, G.R. Roberts, M. Raad-Young, T.F. Dann, J. Brook. Effects of Low Ambient Levels of Ozone and Sulfates on the Frequency of Respiratory Admissions to Ontario Hospitals. *Environmental Res.* 65, 1994, 172-194.

CARDIS, E., E.S. Gilbert, L. Carpenter, G. Howe, I. Kato, B.K. Armstrong, V. Beral, G. Cowper et A. Douglas. Effects of low doses and low dose mortality rates of external ionizing radiation: Cancer mortality among nuclear industry workers in three countries, *Radiat. Res.*, 142 : 117-132, 1995.

CEMBER, H. *Introduction to Health Physics*, 3e éd. McGraw-Hill, New York, 1996.

CENTRE INTERNATIONAL DE RECHERCHE SUR LE CANCER (CIRC). *IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: List of IARC Evaluations*, CIRC, Lyon, 1995.

CENTRE INTERNATIONAL DE RECHERCHE SUR LE CANCER (CIRC). Study Group on Cancer Risk Among Nuclear Industry Workers. Direct Estimates of Cancer Mortality Due to Low Doses of Ionizing Radiation: An International Study, *Lancet* 344, 1994, p. 1039-1043.

COMITÉ CONSULTATIF DE LA RADIOPROTECTION (CCRP). *Radiation Doses from Medical Diagnostic Procedures in Canada*, ACRP-9, AECB INFO-0670, 1996a.

COMITÉ CONSULTATIF DE LA RADIOPROTECTION (CCRP). *Biological Effects of Low Doses of Radiation at Low Dose Rates*, ACRP-18, AECB INFO-0654, 1996.

COMITÉ CONSULTATIF DE LA SÛRETÉ NUCLÉAIRE (CCSN). *Approche quantitative proposée en matière de sûreté pour les centrales nucléaires au Canada*, CCSN-20, CCEA INFO-0568(F), 1995.

COMITÉ CONSULTATIF DE LA SÛRETÉ NUCLÉAIRE (CCSN). *Comparaison du risque de mortalité pour les travailleurs et la population selon chaque système de production d'électricité*, CCSN-10 (Rev.), CCEA INFO-0299(F), 1991.

COMITÉ CONSULTATIF DES NORMES ENVIRONNEMENTALES (CCNE). *A Standard for Tritium; A Recommendation to the Minister of the Environment and Energy*, CCNE, Report 94-01, Toronto, 1994.

COMITÉ MIXTE SUR LA SANTÉ ET LA SÉCURITÉ, SOCIÉTÉ ROYALE DU CANADA ET ACADÉMIE CANADIENNE DE GÉNIE. *Health and Safety Policies: Guiding Principles for Risk Management*, Report JCHS 93-1, 1993.

COMITÉ SCIENTIFIQUE DES NATIONS UNIES POUR L'ÉTUDE DES EFFETS DES RAYONNEMENTS IONISANTS (UNSCEAR). *Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects*, Organisation des Nations unies, New York, 1982.

COMITÉ SCIENTIFIQUE DES NATIONS UNIES POUR L'ÉTUDE DES EFFETS DES RAYONNEMENTS IONISANTS (UNSCEAR). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, Organisation des Nations unies, New York, 1993.

COMITÉ SCIENTIFIQUE DES NATIONS UNIES POUR L'ÉTUDE DES EFFETS DES RAYONNEMENTS IONISANTS (UNSCEAR). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*, Organisation des Nations unies, New York, 1994.

COMITÉS CONSULTATIFS DE LA RADIOPROTECTION (CCRP) ET DE LA SÛRETÉ NUCLÉAIRE (CCSN). *Débits de dose de rayonnements de minimis recommandés au Canada*, CC-1, CCEA INFO-0355(F), 1990.

COMITÉS CONSULTATIFS DE LA RADIOPROTECTION (CCRP) ET DE LA SÛRETÉ NUCLÉAIRE (CCSN). *Application du processus ALARA à la réglementation des activités nucléaires*, CC-2, CCEA INFO-0387(F), 1991.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Radioactive Emission Data From Canadian Nuclear Generating Stations 1972 to 1992*, INFO-0210, Rev. 5, CCEA, Ottawa, 1994a.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *L'exigence de maintenir les expositions au niveau le plus faible qu'il soit raisonnablement possible d'atteindre*, A Proposed Regulatory Policy Statement, document de consultation C-129. CCEA, Ottawa, 1994.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Projet de modification du Règlement sur le contrôle de l'énergie atomique en vue de réduire les doses de rayonnement conformément aux recommandations de 1991 de la Commission internationale de protection radiologique*, document de consultation C-122 CCEA, Ottawa, 1991.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Guide d'approbation des installations de téléthérapie au cobalt*, document de consultation C-120 CCEA, Ottawa, 1990.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Exigences préalables de radioprotection pour exempter certaines matières radioactives de permis après le transfert pour évacuation*, texte de réglementation R-85, CCEA, Ottawa, 1989.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Rapport annuel 1994-95*, CCEA, Ottawa, 1995.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Objectifs, exigences et lignes directrices réglementaires à long terme pour l'évacuation des déchets radioactifs*, Long-Term Aspects, texte de réglementation R-104, CCEA, Ottawa, 1987.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Concentrations de rejet de radioisotopes*, document de consultation C-123, CCEA, Ottawa, 1995a.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Canada : vivre avec le rayonnement*, INFO-9999-6(F), Groupe Communication Canada, Ottawa, 1995b.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *La réglementation des déchets de combustible nucléaire*, INFO-0537(F), CCEA, Ottawa, 1995c.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *Rapport entre les limites de doses du public et les niveaux de rejets établis des installations nucléaires*, document de consultation C-118, CCEA, Ottawa, 1994b.

COMMISSION DE CONTRÔLE DE L'ÉNERGIE ATOMIQUE (CCEA). *L'analyse de sûreté des centrales nucléaires CANDU*, document de consultation C-6(F) /Rev-1, 17 octobre 1995, CCEA, Ottawa, 1995d.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 26, *Recommandations 1990 de la Commission internationale de protection radiologique*, Pergamon Press, 1977.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Recommendations of the International Commission on Radiological Protection Report of Committee II on Permissible Dose for Internal Radiation (1959), *Health Physics* 3, 1960.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 65, Protection Against Radon-222 at Home and at Work, *Annals of the ICRP*, vol. 23, No. 2, Pergamon Press, 1993.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 30, Limits for Intakes of Radionuclides by Workers, publié dans plusieurs volumes de *Annals of the ICRP*, vol. 2, No. 3 (1979) à vol. 19, No. 4 (1988), Pergamon Press, 1979-1988.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 38, Radionuclide Transformations, *Annals of the ICRP*, vol. 11-13, Pergamon Press, 1983.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 60, *Recommandations 1990 de la Commission Internationale de Protection Rádiologique*, Pergamon Press, 1991.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 61, Annual Limits on Intake of Radionuclides by Workers Based on the 1990 Recommendations, *Annals of the ICRP*, vol. 21, No. 4, Pergamon Press, 1991a.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 67, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 2 Ingestion Dose Coefficients, *Annals of the ICRP*, vol. 23, No. 3/4, Pergamon Press, 1993a.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 72, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5 Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients, *Annals of the ICRP*, vol. 26, No. 1, Pergamon Press, 1996.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 69, Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 3 Ingestion Dose Coefficients, *Annals of the ICRP*, vol. 25, No. 1, Pergamon Press, 1995.

COMMISSION INTERNATIONALE DE PROTECTION RADIOLOGIQUE (CIPR). Publication 68, Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers, *Annals of the ICRP*, vol.24, No. 4, Pergamon Press, 1994.

COMMITTEE ON RISK ASSESSMENT OF HAZARDOUS AIR POLLUTANTS. *Science and Judgement in Risk Assessment*, Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., 1994.

CONSEIL INTERNATIONAL DES MÉTAUX ET DE L'ENVIRONNEMENT. Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds, *ICME Newsletter*, 1996, vol. 4, No. 3.

COUNCIL FOR AGRICULTURAL SCIENCE AND TECHNOLOGY. *Foodborne Pathogens: Risks and Consequences*, Report No. 122, Ames, Iowa, 1989.

CRUMP, K.S. et Howe, R.B. The Multistage Model with a Time-dependent Dose Pattern: Application to Carcinogenic Risk Assessment, *Risk Analysis*, 1984.

D'AOUST, J.-Y. *Salmonella in Foodborne Bacterial Pathogens*, éd. par M.P. Doyle, Marcel-Dekker Inc., New York, 1989, p. 327-445.

DELFINO, R.J., A.M. Murphy-Moulton, R.T. Burnett, J.R. Brook, M.R. Becklake. Effects of Ozone and Particulate Air Pollution on Emergency Room Visits for Respiratory Illness, *Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 1996 (soumis pour publication).

DIRECTION GÉNÉRALE DE LA PROTECTION DE LA SANTÉ. *L'évaluation du risque pour la santé : La protection de la sante: un défi*, Santé Canada, Ottawa, 1993.

DIRECTION GÉNÉRALE DE LA PROTECTION DE LA SANTÉ. *Gestion des risques à la Direction générale de la protection de la santé*, Santé Canada, Ottawa, 1990.

DOLL, R. The Lessons of Life, Keynote Address to the Nutrition and Cancer Conference, *Cancer Res.* (Suppl) 52, 1992, 2024s-2029s.

ENVIRONNEMENT CANADA. Qualité de l'air en milieu urbain, *Bulletin sur les indicateurs environnementaux* 94-2, fév. 1994.

ENVIRONNEMENT CANADA. *Politique de gestion des substances toxiques*, ministère des Approvisionnements et Services Canada, 1995.

FOOD AND DRUG ADMINISTRATION. Panel on Carcinogenesis Report on Cancer Testing in the Safety Evaluation of Food Additives and Pesticides. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 20, 1971, p. 419-438.

GIBSON, A.M., T.A. Roberts et A. Robinson. Factors controlling the growth of *Clostridium botulinum* types A and B in pasteurized cured meats. VI. Nitrite monitoring during storage of pasteurized pork slurries, *J. Food Technol.* 19, 1984, 29-44.

GODDARD, M.J. et D. Krewski. The Future of Mechanistic Research in Risk Assessment: Where Are We Going and Can We Get There From Here?, *Toxicology* 102, 1995, p. 53-70.

GOLD, L.S., N..B. Manley, T.H. Slone, G.B. Garfinkel, L. Rohrback, et B.N. Ames. The Fifth Plot of the Carcinogenic Potency Database: Results of Animal Bioassays Published in the General Literature through 1988 and the National Toxicology Program through 1989, *Environmental Health Perspectives* 100, 1993, 65-135.

GOLD, L.S., T.H. Slone et B.N. Ames. Overview of Analyses of the Carcinogenic Potency Database, dans *Handbook of Carcinogenic Potency and Genotoxicity Databases*, L.S. Gold et E. Zeiger, éd. Boca Raton, Florida, CRC Press Inc., p. 661-685.

GOLD, L.S., G.M. Backman, N.K. Hooper et R. Peto. Ranking the Potential Carcinogenic Hazards to Workers From Exposures to Chemicals That Are Tumorigenic in Rodents, *Environmental Health Perspectives* 76, 1987, p. 211 -219.

GOUGH, M. How Much Cancer Risk can EPA Regulate Anyway?, *Risk Analysis* 10, 1990, p.16.

GRAHAM, D.Y. *Benefits From Elimination of* Helicobacter Pylori Infection Include Major Reduction in the Incidence of Peptic Ulcer Disease, Gastric Cancer, and Primary Gastric Lymphoma, *Prev. Med.* 23, 1994, 712-716.

GRAY, J.I. et C.J. Randall. *The nitrite/N-nitrosamine problem in meats: An update*, J. Food Prot., 42, 1979, 168.

HENDERSON, B.E., R.K. Ross et M.C. Pike. Toward the Primary Prevention of Cancer, *Science* 254, 1991, p. 1131-1138.

HIGGISON, J. et C.S. Muir. Environmental Carcinogenesis: Misconceptions and Limitations to Cancer Control, *J. Natl. Cancer Inst.*, 63, 1979, 1291-1298.

HORNUNG, R.W. et T.J. Meinhardt. Quantitative Risk Assessment of Lung Cancer in U.S. Uranium Miners, *Health Physics* 52, 1987, 417-430.

HRUDEY, S.E., et D. Krewski. Is There a Safe Level of Exposure to a Carcinogen?, *Environmental Sc. Tech.* v. 29 (8), 1995, 370a-375a.

ILLING, E. M. et M.J. Kaiserman. Mortality Attributable to Tobacco Use in Canada and its Regions, 1991, *Canadian Journal of Public Health*, v. 86 (4), juillet/août 1995, p. 257-265.

INTERNATIONAL EXPERT PANEL ON CARCINOGEN RISK ASSESSMENT. The Use of Mechanistic Data in the Risk Assessment of Ten Chemicals: An Introduction to Chemical-Specific Reviews, *Pharmacology and Therapeutics*, 71, 1996, p. 1-5.

KATO, L. et E. Cardis. A Review on Cohort Studies of Nuclear Workers, *Radioprotection*, 29, supplement au No. 3, 1994, 79-87.

KELLY, K.A. et N.C. Cardon. The Myth of 10^{-6} as a Definition of Acceptable Risk. *EPA Watch*, Vol. 3, 1994, p. 4-8.

KENDALL, G.M, C.R. Muirhead, B.H. MacGibbon, J.A. O'Hagan, A.S. Conquest, A.A. Goodil, B.K. Butland, T.P. Fell, D.A. Jackson, M.A. Web, R.G.E. Haylock, J.M. Thomas, T.J. Silk. Registry for Radiation Workers, *Brit. Med. J.*, 304, 1992, 220-225.

KIM, J. et P.M. Foegeding. Principles of Control, dans A.H.W. Hauschild et K.L. Dodds (éd.). *Clostridium botulinum: Ecology and Control in Foods*, p. 121-176. Marcel Dekker, Inc., New York, 1993.

KOCHER, D.C. et F.O. Hoffman. Regulating Environmental Carcinogens: Where Do We Draw the Line?, *Environmental Sci. Technol.* 25, 1991, p. 1986-1989.

KREWSKI, D. et P.L. Birkwood. Risk Assessment and Risk Management. *Risk Abstracts*, 4(2), 1987b, p. 53-61.

KREWSKI, D., T. Thorslund et J. Withey. Carcinogenic Risk Assessment of Complex Mixtures, *Toxicology and Industrial Health 5*, 1989, p. 851- 867.

KREWSKI, D., J.R. Withey, L. Ku et M.E. Anderson. Applications of Physiologic Pharmacokinetic Modelling in Carcinogenic Risk Assessment, *Environmental Health Perspect. 102* (Suppl. 11), 1994, 37-50.

KREWSKI, D., M. Giddings et J. Paterson. *Health Risks from Drinking Water in Canada; Perceptions, Assessment, and Management*, présenté à la conférence nationale sur l'eau potable, août 1996.

KREWSKI, D., J.M. Zielinski, M.J. Goddard et D. Blakey. Environmental Health-Risk Assessment: A Canadian Perspective, dans *Cancer Prevention and Control*, éd. par P. Greenwald, B.S. Kramer et D.L.Weed, 1995, p. 161-179. Marcel Dekker, Inc., New York.

KREWSKI, D. Cancer Prevention: A Historical Perspective, *Risk Abstracts 2*, 1985, p. 139-145.

LÉTOURNEAU, E.G., D. Krewski, J.M. Zielinski et R.G. McGregor. Cost effectiveness of radon mitigation in Canada, *Radiation Protection Dosimetry*, 45-14, 1992, p. 593-598.

LÉTOURNEAU, E.G., D. Krewski, N.W. Choi, M.J. Goddard, R.C. McGregor, J.M. Zielinski et J.Du. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada, *Am. J. Epidemiol.*, 140 : 310-322, 1994.

LIJINSKLY, W. *Reaction of drugs with nitrous acid as a source of carcinogenic nitrosamines*, Cancer Res., 34:255, 1976.

LOGAN, W.P.D. Mortality in the London Fog Incident, *Lancet* 264, 1953, 336-338.

LUBIN, J.H, J.D. Boice Edling, R.W. Hornung, G. Howe, E. Kunz, R.A. Kusiak, H.I. Morrison, E.P. Radford, J.M. Samet, M. Tirmarche, A. Woodward, Yao Shu Xiang et D. Pierce. *Radon and Lung Cancer Risk: A Joint Analysis of 11 Underground Miners Studies*, NIH publication No. 94-3644, 1994.

MARUSKA, R. *Multimedia Approach. Comparison of Chemical and Radiobiological Models Using Tritium as a Real Life Case*, exposé, McMaster University, 1995.

McCLELLAN, R.O. Risk Assessment for Inhaled Toxicants. Chapitre 19, p.579-638 dans *Concepts in Inhalation Toxicology*, 2e éd., Taylor & Francis, Washington, D.C., 1994.

McCLELLAN, R.O. A Commentary on the NRC Report, Science and Judgement in Risk Assessment, *Regulatory Toxicol. Pharmacol.*, 20, S142-S168, 1995.

MEEK, M. E., R. Newhook, R.G. Liteplo, et V.C. Armstrong. Approach to Assessment of Risk to Human Health for Priority Substances under the Canadian Environmental Protection Act, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews, Part C, *Journal of Environmental Science and Health*, C12 (2), 1994 p. 105-134.

MEEK, M.E., P.K.L. Chan et S. Bartlett. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Evaluation of Risks to Health from Environmental Exposure in Canada, Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews, Part C, *Journal of Environmental Science and Health*, C 12, 1994, 443-452.

MILLER, A.B. Trends in Cancer Mortality and Epidemiology, *Cancer* 51, 1993, p. 2413-2418.

MILLER, S.A. Balancing the risks regarding the use of nitrites in meats, *Food Technol.* 34, 1980, 254-256.

MILLER, A.B. Planning Cancer Control Strategies, *Chronic Diseases in Canada*, 13(1) (Jan.-fév. 1992), 1992.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'ÉNERGIE DE L'ONTARIO. *Rationale Document for the Development of an Interim Ontario Drinking Water Objective for Tritium*, Toronto 1993.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'ÉNERGIE DE L'ONTARIO. *Deriving Receiving-Water, Point-Source Effluent Requirements for Ontario Waters*, Toronto, 1994.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'ÉNERGIE DE L'ONTARIO. *Guide to Eating Sport Fish*, 1995-96, Toronto, 1995a.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE L'ÉNERGIE DE L'ONTARIO. *Regulation Made Under the Environmental Protection Act. Effluent Monitoring and Effluent Limits - Electric Power Generating Sector*, O.R. 215/95, Toronto, 1995.

MOOLGAVKAR, S.H., E.G. Luebeck, D. Krewski et Y.M. Zielinski. Radon, Cigarette Smoke, and Lung Cancer: A Re-analysis of the Colorado Plateau Uranium Miners Data, *Epidemiology* 4(3), 1993, 204-217.

MOOLGAVKAR, S.H. et G. Luebeck. Two-Event Model for Carcinogenesis: Biological, Mathematical, and Statistics, *Risk Analysis*, 10(2), 1990, 323-41.

MOOLGAVKAR, S.H. et Jr. Knudson, A.G. Mutation and Cancer: A Model for Human Carcinogenesis, *Journal of the National Cancer Institute*, 66, 1981.

MYERS, D.K. et P. Frank. *Workforce and Public Safety Considerations for OHN Generating Stations - A Review. Report #95-1*, Technical Advisory Panel on Nuclear Safety, Ontario Hydro, 1996.

MYERS, D.K., P. Frank et F.K. Hare. *Radiation Doses to the Public From Ontario Hydro Nuclear Generating Stations. Report #93-V*, Technical Advisory Panel on Nuclear Safety, Ontario Hydro, 1994.

MYERS, D.K. et M.M. Werner. A Review of the Health Effects of Energy Development, *Nucl. J. Canada* 1, 1987, p. 14-24.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS (NCRP). *Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation*, NCRP Report No. 94, 1987.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS (NCRP). *Comparative Carcinogenicity of Ionizing Radiation and Chemicals*. NCRP Report No. 96, Bethesda, MD, 1989.

NATIONAL COUNCIL ON RADIATION PROTECTION AND MEASUREMENTS (NCRP). *Risk Estimates for Radiation Protection*, Report No. 115, Bethesda, MD, 1993.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Science and Judgement in Risk Assessment*, Committee on Risk Assessment of Hazardous Air Pollutants, National Research Council, National Academy Press, Washington, D.C., 1994.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Correlations Between Carcinogenic Potency and Other Measures of Toxicity, dans *Issues in Risk Assessment*, National Academy Press, Washington D.C., 1993, p. 21-41.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *Carcinogens and Anticarcinogens in the Human Diet*, National Academy Press, Washington, D.C. 1996.

ONTARIO HYDRO NUCLEAR, EMPLOYEE SERVICES DIVISION. *Annual Dose Summary 1994*, 1995a.

ONTARIO HYDRO NUCLEAR, ENVIRONMENT DEPARTMENT. *Annual Summary and Assessment of Environmental Radiological Data for 1994*, 1995.

ORGANISATION DU TRAITÉ DE L'ATLANTIQUE NORD/COMITÉ SUR LES DÉFIS DE LA SOCIÉTÉ MODERNE (OTAN/CDSM). *Scientific Basis for the Development of the International Toxic Equivalency Factor (I-TEF) Method of Risk Assessment for Complex Mixtures of Dioxins and Related Compounds*, OTAN/CDSM, 1989.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ. *Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd Edition, Vol.1, Recommendations*, OMS, Genève, 1993.

OVERY, D.P. et A.C.B. Richardson. *Regulation of Radiological and Chemical Carcinogens: Current Steps Toward Risk Harmonization*, ELR, 25, 1995, 10657-10696.

OZKAYNAK, H., J. Xue, P. Serverance, R. Burnett, M. Raizenne. Associations Between Cause and Location-Specific Daily Mortality and Air Pollution in Toronto, Canada, dans *Proceedings of the International Society for Environmental Epidemiology/International Society for Exposure Analysis, Noordwijkerhout*, Pays-Bas, août 1995 (résumé).

PERSHAGEN, G., G. Akerblom, O. Axelson, B. Clavensjo, L. Damber, G. Desai, A. Enflo, F. Lagarde, H. Mellander, M. Svertengren et G. A. Swedjemark. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden, *N. Engl. J. Med.*, 330 : 3 : 159-164, 1994.

PETO, R., A.D. Lopez, J. Boreham, N. Thun et C. Heath. Mortality from Smoking in Developed Countries 1950-2000. New York: Oxford University Press Inc. 1994, p. 1-553.

PIERCE, D.A. et M. Vaeth. The Shape of the Cancer Mortality Dose-Response Curve for Atomic Bomb Survivals, *Radiation Research* 126, 1991, 36-42.

RODRICKS, J.V., S.M. Brett et G.C. Wrenn. Significant Risk Decisions in Federal Regulatory Agencies, *Regul. Toxicol. Pharmacol.*7, 1987, p. 307-320.

SADOWITZ, M. et J.D. Graham. *Levels of Risk Allowed by U.S. Environmental Standards*, Rapport préparé sous contrat pour Santé Canada, 1994.

SAFE, S. Polychlorinated Biphenyls (PCBs), Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs), Dibenzofurans (PCDFs), and Related Compounds: Environmental and Mechanistic Considerations which Support the Development of Toxic Equivalency Factors (TEFs), CRC, *Crit. Rev. Toxicol. 21*, 1990, p. 51-88.

SANTÉ CANADA. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Pièces à l'appui. Partie I - Approches pour l'établissement des recommandations concernant l'eau potable, Direction générale de l'hygiène du milieu, Ottawa, février 1995.

SANTÉ CANADA. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*. Sixième édition, Santé Canada, Ottawa, 1996.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA. *L'évaluation de la cancérogénicité : rapport de recherche présenté au ministère de la Santé nationale et du Bien-être social*, Santé et Bien-être social Canada, Ottawa, 1991.

SCIENTIFIC AND ORGANIZING COMMITTEE. Overview. Early Indicators of Non-Genotoxic Carcinogenesis, *Mutation Research*, 248:213, 1991.

SOUS-COMITÉ FÉDÉRAL-PROVINCIAL SUR L'EAU POTABLE. *Canadian Drinking Water Guidelines. Development Process. Appendix B*, février 1995, (ébauche).

STATISTIQUE CANADA. *Work Injuries 1991-1993*, Ottawa, 1995a.

STATISTIQUE CANADA. *Causes of Death, 1991*, Catalogue 84-208, Ottawa, 1993.

STATISTIQUE CANADA. *Mortality - Summary List of Causes, 1992*, Catalogue annuel 84-209, Ottawa, 1995.

STIEB, D.M., R.T. Burnett, R.C. Beverage. Association Between Ozone and Asthma Emergency Department Visits in Saint John, New Brunswick, Canada, *Environmental Health. Perspectives*, 1996, (soumis pour publication).

THOMPSON, D.E., K. Mabuchi, E. Ron, M. Soda, M. Tokunaaga, S. Ochikwbo, S. Sugimoto, T. Ikada, M. Terasaki, S. Izumi, et D.L. Preston. *Cancer Incidence in Atomic Bomb Survivors. Part II: Solid Tumors, 1958 - 1987*, Radiat. Res. 137, S17 - S67, 1994.

THORSLUND, T. et G. Charnley. *Quantitative Dose-Response Models for Tumour Promoting Agents*, Cold Spring Harbor Laboratory, Cold Spring Harbor, 1988, p. 245-256.

THURSLUND, G.D., K. Ito,K., M. Lippman. Respiratory Hospital Admissions and Summertime Haze Air Pollution in Toronto, Ontario: Consideration of the Role of Acid Aerosols, *Environmental Res. 65*, 1994, 271-290.

TRAVIS, C.C. et S.T. Hester. Global Chemical Pollution, *Environmental Sci. Technol. 25*, 1991, p. 814-818.

TRICHOPOULUS, D., F.P. Li et D.J. Hunter. What Causes Cancer?, *Sci. Amer.*, 1996, p. 80-87, Septembre 1996.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Harmonizing Chemical and Radiation Risk-Reduction Strategies. Commentary by the U.S. EPA's Science Advisory Board*, Appendix 5, ACES 1994 Report 94-01, 1992.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*, EPA/600/R-93/089, EPA, Cincinnati, OH, 1993.

U.S. OFFICE OF MANAGEMENT AND BUDGET. *Budget of the United States Governement: Fiscal Year 1992, Section IX.C: Reforming Regulation and Managing Risk Reduction Sensibly, Part Two*, 367-376, Table C-2. Washington, D.C., 1991.

WHEATLEY, B. Methylmercury in Canada: Exposure for Indian and Inuit Residents to Methylmercury in the Canadian Environment. Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. Ottawa. 200 p., 1979.

WHITTEMORE, A.S. et A. McMillan. Lung Cancer Mortality Among U.S. Uranium Miners: A Reappraisal, *Journal of the National Cancer Institute*, 71, 1983, 489-499.

WILLETT, W.C., G.A. Colditz, et N.E. Mueller. Strategies for Minimizing Cancer Risk, *Sci. Amer.*, p. 88-95, Septembre 1996.

ZEISE, L., R. Wilson, R. et E.A.C. Crouch. *Environmental Health Perspectives*, 73, 1987, p. 259-308, 1987.